



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO  
CENTRO DE CIÊNCIAS MATEMÁTICAS E DA NATUREZA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA**



**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO: GEOLOGIA**

**STEPHANIE SENDEROWITZ**

**DETERMINAÇÃO DOS TEORES DE MERCÚRIO EM SOLOS, SEDIMENTOS  
E ÁGUAS FLUVIAIS EM ÁREA DE MINERAÇÃO DE OURO: ESTUDO DE  
CASO DO MUNICÍPIO DE PARACATU (MG)**

**ORIENTADORES:**

**Helena Polivanov, DSc.**

**Ricardo Gonçalves Cesar (co-orientador), MSc.**

**Rio de Janeiro, Junho de 2011.**

## **Agradecimentos**

- ✓ À minha família, meus pais, minha irmã e aos meus avós pelo suporte, credibilidade, amor e paciência;
- ✓ Ao meu amor-amigo pela dedicação, carinho e incentivo incondicional;
- ✓ Ao meu co-orientador e amigo Ricardo Cesar pela força, dedicação, paciência e conselhos. Sem a sua colaboração esse trabalho não poderia ser realizado;
- ✓ A minha orientadora DSc. Helena Polivanov pela atenção, incentivo e empenho para a realização deste trabalho;
- ✓ Ao CETEM/MCT pela disponibilização dos recursos e infra-estrutura para a realização dos experimentos, em especial à Dra. Zuleica Carmen Castilhos;
- ✓ Aos colegas do CETEM/MCT que me ajudaram com a preparação das amostras;
- ✓ Aos professores que contribuíram para minha formação profissional e pessoal, aos funcionários pela colaboração quase sempre que imediata, e principalmente aos meus colegas de faculdade pelo companheirismo, compreensão e cumplicidade durante toda essa jornada.

***“No vestige of a beginning, no prospect of an end”.***

***James Hutton***



***Cum mente et malleo***

## Resumo

O mercúrio é um contaminante de elevada toxicidade à saúde humana e à biota, o que tem despertado o interesse pelo entendimento de seu comportamento no ambiente. O presente trabalho trata da avaliação dos teores de mercúrio em águas, sedimentos fluviais e solos oriundos de uma área influenciada por mineração de ouro (Paracatu, MG). Para tanto, a campanha de coleta foi realizada em Setembro/2010. A caracterização físico-química das águas, realizada em campo, foi baseada na determinação do pH, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos, temperatura e oxigênio dissolvido. A caracterização mineralógica dos solos e sedimentos foi realizada através de difratometria de raios-X. A quantificação dos teores de mercúrio foi efetuada utilizando o equipamento LUMEX, e em distintas frações granulométricas dos solos e sedimentos. Índices de poluição (IGEO e IGDG) foram calculados de forma a avaliar o comportamento e a intensidade da contaminação. Os resultados revelaram baixas concentrações de mercúrio para as amostras de água, porém anomalias na condutividade elétrica e no oxigênio dissolvido em relação à legislação brasileira. Os valores de pH dos solos e sedimentos ficaram na faixa da neutralidade. A caracterização mineralógica indicou a ocorrência de fases minerais comuns a ambientes que sofreram intenso intemperismo, tais como caulinita, gibbsita e hematita. As concentrações de mercúrio nos sedimentos e solos demonstraram a ocorrência de *hot-spots* de contaminação para as áreas diretamente influenciadas pela mineração de ouro, bem como nas áreas situadas próximas a despejo de esgoto doméstico, sugerindo com isso que o mercúrio pode ser utilizado como indicador de degradação ambiental oriunda da mineração (apresentando valores acima daqueles propostos pela Resolução do CONAMA 420). Portanto, com relação à contaminação por mercúrio, no presente, não é possível afirmar que exista impacto direto da mineração de ouro nas anomalias detectadas na região, já que essas são oriundas de rejeitos domésticos. Assim, a área não estando impactada por mercúrio decorrente da atividade mineradora.

**Palavras-chave:** mercúrio, mineração de ouro, solos, sedimentos, águas fluviais.

## **Abstract**

Mercury is a highly toxic contaminant and its behavior in the environment has been widely studied due to its risks on human health and biota. This work proposes the evaluation of mercury contents in fluvial waters, sediments and soils from an area affected by gold mining activities at the Paracatu Municipality (Minas Gerais State). Physico-chemical characterization of fluvial waters (performed in the field) was based on the determination of pH, electric conductivity, dissolved solids, temperature and dissolved oxygen. Mineralogical characterization of soils and sediments was performed by X-Ray diffractometry. The quantification of mercury contents was made with LUMEX and in distinct granulometric fractions of soils and sediments. Pollution indexes were calculated in order to evaluate the behavior and intensity of pollution levels. The results revealed the occurrence of very low concentrations of mercury in water samples, and some anomalies of electric conductivity and dissolved oxygen (in comparison with Brazilian legislation). The values of pH in soils and sediment were in the neutral range. Mineralogical characterization indicated an occurrence of mineral phases related to environments submitted to intense weathering processes, such as kaolinite, gibbsite and hematite. Mercury concentrations in soils and sediments demonstrated the existence of contamination hot-spots associated with gold mining activities, mainly on areas of sewage tank (with values higher than that established by CONAMA 420 resolution), suggesting that mercury could be used as an indicator of contamination of mining activity too. Nowadays, on this region isn't possible to say that is a significative impact by mercurial contamination of mining activities on the hot spots detected, because the most of them are caused by domestic sewer. Therefore, today, the area isn't impacted by mercury contamination caused by mining activity.

**Key-words:** Mercury, gold mining, soils, sediments, fluvial waters

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>9</b>
<b>1.1.</b>	<b>Aspectos Geoquímicos e Toxicológicos (Processo de Amalgamação)</b>	<b>10</b>
<b>1.2.</b>	<b>Contaminação da Atmosfera, dos Sedimentos e dos Solos</b>	<b>12</b>
<b>1.3.</b>	<b>Ecossistemas Aquáticos</b>	<b>16</b>
<b>1.4.</b>	<b>Geologia-Médica do Metilmercúrio</b>	<b>18</b>
<b>1.4.1.</b>	<b>Doença de Minamata</b>	<b>19</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>20</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivos Gerais</b>	<b>20</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos Específicos</b>	<b>20</b>
<b>3.</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>20</b>
<b>3.1.</b>	<b>Área de Estudo</b>	<b>20</b>
<b>3.1.1</b>	<b>Aspectos Fisográficos</b>	<b>21</b>
<b>3.1.2</b>	<b>Geologia e Mineração de Ouro</b>	<b>22</b>
<b>3.2.</b>	<b>Amostragem</b>	<b>28</b>
<b>3.3.</b>	<b>Caracterização Química e Mineralógica dos Materiais</b>	<b>31</b>
<b>3.4.</b>	<b>Determinação do Mercúrio Total</b>	<b>32</b>
<b>3.5.</b>	<b>Avaliação da Intensidade da Poluição</b>	<b>32</b>
<b>3.5.1</b>	<b>Índice Geoquímico de Distribuição Granulométrica (IGDG)</b>	<b>34</b>
<b>3.5.2</b>	<b>Índice de Geoacumulação (IGEO)</b>	<b>35</b>
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>34</b>
<b>4.1.</b>	<b>Águas Fluviais</b>	<b>34</b>
<b>4.1.1</b>	<b>pH e Temperatura</b>	<b>34</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Condutividade Elétrica, Oxigênio e Sólidos Dissolvidos</b>	<b>35</b>
<b>4.1.3</b>	<b>Mercúrio Total em Águas Fluviais</b>	<b>36</b>
<b>4.2.</b>	<b>Sedimentos Fluviais de Corrente</b>	<b>38</b>
<b>4.2.1</b>	<b>pH, Distribuição Granulométrica e Mercúrio Total</b>	<b>38</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Caracterização Mineralógica</b>	<b>38</b>
<b>4.2.3</b>	<b>Mercúrio Total</b>	<b>40</b>
<b>4.2.4</b>	<b>Índices de Poluição (IGDG e IGEO)</b>	<b>42</b>
<b>4.3.</b>	<b>Solos</b>	<b>44</b>
<b>4.3.1</b>	<b>pH e Distribuição Granulométrica</b>	<b>44</b>
<b>4.3.2</b>	<b>Caracterização Mineralógica</b>	<b>44</b>
<b>4.3.3</b>	<b>Mercúrio Total e IGDG</b>	<b>46</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS</b>	<b>48</b>
<b>6.</b>	<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>49</b>

## SUMÁRIO DE TABELAS

<b>Tabela 1</b>	Fontes de Mercúrio	<b>10</b>
<b>Tabela 2</b>	Aspectos Toxicológicos das Formas Químicas de Mercúrio	<b>12</b>
<b>Tabela 3</b>	Inventário de coleta de solos, sedimentos, e águas fluviais	<b>29</b>
<b>Tabela 4</b>	Índice de Geoacumulação de Metais em sedimentos	<b>34</b>
<b>Tabela 5</b>	Determinação dos teores de mercúrio em amostras de águas	<b>37</b>
<b>Tabela 6</b>	Comparação entre os teores de mercúrio (águas)	<b>38</b>
<b>Tabela 7</b>	Caracterização da fração fina dos sedimentos (Raios-X)	<b>39</b>
<b>Tabela 8</b>	Distribuição granulométrica, pH e HgT em sedimentos <i>in natura</i>	<b>41</b>
<b>Tabela 9</b>	Comparação entre os teores de mercúrio (sedimentos)	<b>42</b>
<b>Tabela 10</b>	Mercúrio nas distintas frações e IGEO e IGDG (sedimentos)	<b>43</b>
<b>Tabela 11</b>	Comparação entre os valores de IGDG	<b>43</b>
<b>Tabela 12</b>	Distribuição granulométrica, pH e HgT em solos <i>in natura</i>	<b>44</b>
<b>Tabela 13</b>	Identificação das fases minerais nos solos	<b>45</b>
<b>Tabela 14</b>	Mercúrio nas distintas frações e IGDG	<b>47</b>

## SUMÁRIO DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Cinábrio – Sulfeto de mercúrio- HgS	<b>9</b>
<b>Figura 2</b> - Queima de Amálgama em mineração artesanal de ouro	<b>11</b>
<b>Figura 3</b> - Ciclo do mercúrio em ambientes naturais	<b>13</b>
<b>Figura 4</b> - Modelo esquemático do ciclo biogeoquímico do mercúrio	<b>14</b>
<b>Figura 5</b> -Sequestro geoquímico de metais pela ação da matéria orgânica	<b>14</b>
<b>Figura 6</b> - Como podem ocorrer depósitos minerais hidrotermais	<b>16</b>
<b>Figura 7</b> - Biomagnificação do mercúrio no ecossistema aquático	<b>18</b>
<b>Figura 8</b> - Vítimas da intoxicação por metilmercúrio em Minamata	<b>19</b>
<b>Figura 9</b> - Localização do município de Paracatu (MG)	<b>21</b>
<b>Figura 10</b> - Normal climatológica para a cidade de Paracatu (MG)	<b>21</b>
<b>Figura 11</b> - Mina do Ouro, Paracatu (MG)	<b>22</b>
<b>Figura 12</b> - Mapa geológico da zona externa da Faixa Brasília	<b>23</b>
<b>Figura 13</b> - Localização do depósito de ouro do Morro do Ouro	<b>24</b>
<b>Figura 14</b> -Mapa e seção geológica da depósito de ouro Morro do Ouro	<b>25</b>
<b>Figura 15</b> - Perfil estratigráfico do Grupo Canastra	<b>26</b>
<b>Figura 16</b> - Mineralização de Au em <i>boudin</i>	<b>27</b>
<b>Figura 17</b> - Filito carbonoso com <i>boudins</i> de quartzo	<b>27</b>
<b>Figura 18</b> - Seção Geológica do pit da Mina do Ouro	<b>28</b>
<b>Figura 19</b> - Localização geográfica dos pontos de coleta em Paracatu	<b>30</b>
<b>Figura 20</b> - Detalhamento geográfico dos pontos de coleta	<b>30</b>
<b>Figura 21</b> - Agitador vibratório	<b>31</b>
<b>Figura 22</b> - Sonda utilizada para caracterização físico-química das águas	<b>31</b>
<b>Figura 23</b> - Analisador portátil de mercúrio Lumex	<b>32</b>
<b>Figura 24</b> - Determinação do pH e da temperatura em águas	<b>35</b>
<b>Figura 25</b> - Determinação dos parâmetros das águas	<b>36</b>
<b>Figura 26</b> - Difratoograma da amostra de sedimento (SD-24)	<b>40</b>
<b>Figura 27</b> - Difratoograma da amostra de solo (SL-03)	<b>45</b>



## 1. INTRODUÇÃO

Metais pesados são elementos relevantes do ponto de vista ecológico devido a sua importância como nutrientes, ou a sua toxicidade como poluentes. Os elementos traços considerados como nutrientes são: o cromo, o cobre e o zinco, alguns dos quais são tóxicos em elevadas concentrações. Outros - incluindo elementos pesados como o mercúrio, o cádmio, o arsênio, e o chumbo - constituem uma preocupação ambiental devido a sua elevada toxicidade e ao seu intenso uso pela indústria. O mercúrio é um elemento amplamente utilizado na extração de ouro, bem como na indústria em termômetros, barômetros, amálgamas dentárias, medicamentos, corantes, espelhos, detonadores, termostatos, relés, interruptores, lâmpadas fluorescentes, sistemas de vácuo e outros equipamentos científicos. Porém, o descarte indevido desses equipamentos corrobora para o aumento da contaminação dos solos, sedimentos e água por esse metal (WHO, 1990).

O mercúrio, único metal líquido a temperatura ambiente, pode ser encontrado naturalmente em depósitos hidrotermais, associados a outros sulfetos metálicos, ou lançado na atmosfera por erupções vulcânicas em sua forma gasosa ou ligada a partículas de poeira. Neste sentido, o mercúrio é capaz de percorrer longas distâncias e permanecer na atmosfera durante cerca de um ano, até se depositar na superfície terrestre por ação da chuva (Wasserman *et al.* 2001). Ocorre sob a forma de metal nativo ( $Hg^0$ ), cinábrio - $HgS$ - (Figura 1) e oxidado para  $Hg^{2+}$ . As fontes antropogênicas decorrem da utilização desse metal na agricultura (fungicidas), na metalurgia (mineração e fundição de minérios), na indústria de plásticos, na eliminação de resíduos e em aterros.



Figura 1: Cinábrio – Sulfeto de mercúrio-  $HgS$ . Fonte: <http://www.fractalia.com.ar/mineralogia.htm>. Acessado em 07/06/2011

Este metal líquido prateado é muito denso, e ainda possui uma tensão superficial alta o bastante para fazer com que o seja capaz de formar pequenas esferas perfeitas nas rochas e minerais onde é encontrado (Cesar, 2009). O mercúrio não possui sequer estrutura cristalina, plano de clivagem ou grau de dureza, visto que é um metal líquido. O mercúrio se associa facilmente ao ouro, a prata, ao chumbo e aos metais alcalinos formando ligas relativamente consistentes conhecidas como amálgamas.

A contaminação por mercúrio tem se mostrado globalmente preocupante durante as últimas décadas devido a toxicodinâmica desse metal e aos efeitos negativos que este

vem causando ao meio ambiente e a saúde humana. Uma vez depositado, o metal passa por processos dinâmicos bio-geo-químicos num ambiente próximo a superfície que afeta sua forma atômica (especiação) e, conseqüentemente, sua solubilidade, mobilidade, bio-disponibilidade e toxicidade. Para todos os metais, em geral, quanto menos solúvel for uma espécie química, menos mobilidade ela terá, sendo assim menor sua toxicidade. Sendo assim, a transformação de espécies solúveis em formas de solubilidade reduzida, quer *in situ* quer em aterros após escavação, pode reduzir o impacto de metais pesados perigosos para os organismos vivos e para o ambiente.

A principal fonte de contaminação do meio ambiente por esse metal advém da mineração artesanal de ouro (Lacerda & Solomons, 1992), decorrendo tal situação do emprego de técnicas rudimentares de beneficiamento mineral (amalgamação e concentração gravítica) aplicável para o caso brasileiro. Além disso, é notória a emissão de mercúrio proveniente das indústrias de soda-cloro e em resíduos de mineração de carvão, cujos efluentes contêm comumente altas concentrações desse metal (Tabela 1).

Tabela 1 – Fontes de Mercúrio

Forma Química do Mercúrio	Fonte
Sulfeto de Mercúrio (HgS)	Minério de mercúrio (utilizado em pinturas desde a Antiguidade)
Óxido de Mercúrio (HgO)	Pigmentos de pintura, perfumaria, cosméticos, produtos farmacêuticos.
Mercúrio Metálico ou Elementar (Hg <sup>0</sup> )	Termômetros, barômetros, lâmpadas fluorescentes, baterias recarregáveis, indústrias de cloro-soda; auxiliar na extração de ouro.

Fonte: Cesar (2009) adaptado de Yallouz (1997).

### 1.1. Aspectos Geoquímicos e Toxicológicos (Processo de Amalgamação)

A amalgamação do ouro, desde a Roma antiga, consiste no principal processo de beneficiamento mineral utilizado pelos garimpeiros (Cesar, 2009 *apud* Veiga *et al.*, 2002). A estimativa é que o amálgama formado contenha cerca de 60 a 70% de ouro, e que o processo seja de fato eficiente para granulometrias acima de 0,074 mm (Wenqian & Poling, 1983 *apud* Veiga *et al.*, 2002). A amalgamação é simples e de baixo custo, produzindo emissões insignificantes de mercúrio quando é empregada de maneira adequada (Farid *et al.*, 1991 *apud* Veiga *et al.*, 2002).

O processo de amalgamação é, em geral, muito rudimentar e causa grandes perdas de mercúrio o qual é transportado pelas águas para os rejeitos onde se infiltra.

A decomposição térmica do amálgama é comumente usada pelos garimpeiros (Figura 2) utilizando maçaricos, sendo o mercúrio volatilizado em panelas, pás ou tigelas. O mercúrio liberado durante a queima do amálgama é lançado na atmosfera, e parte do vapor do metal é diretamente inalada pelo garimpeiro (Figura 2). Este processo

é a maior fonte de intoxicação dos garimpeiros expostos, devido ao emprego de maçaricos para vaporizar o mercúrio, deixando somente o ouro na sua forma sólida. Ao atingir os pulmões, o vapor de mercúrio metálico ( $\text{Hg}^0$ ) é oxidado a mercúrio iônico ( $\text{Hg}^{+2}$ ), sendo incorporados à corrente sanguínea causando danos, principalmente, ao sistema excretor. A meia vida do mercúrio iônico no sangue é de cerca de três dias, e durante este período o mercúrio é gradativamente excretado pela urina (WHO, 1990). Assim sendo, a exposição aos vapores de mercúrio gerados na decomposição térmica do amálgama pode comprometer seriamente os rins, além dos pulmões e a saúde bucal (Tabela 2). A exposição frequente e por períodos prolongados pode provocar distúrbios neurológicos, além de ser teratogênico (Tabela 2).

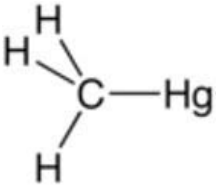


Figura 2 – Queima de Amálgama em mineração artesanal de ouro.

Fonte: <http://exame.abril.com.br/economia/meio-ambiente-e-energia/noticias/os-6-poluentes-toxicos-que-mais-ameacam-o-planeta?p=3>. Acessado em 30/05/2011.

O diagnóstico da intoxicação por vapor de  $\text{Hg}^0$  é baseado, geralmente, no aparecimento de uma linha azul na gengiva do garimpeiro, além do gosto metálico na boca (Malm, 1991 *apud* Cesar, 2009). Contudo, devido à dificuldades financeiras e pela possibilidade de ascensão social, a maioria dos trabalhadores do garimpo ignora os danos decorrentes da exposição ao vapor de  $\text{Hg}^0$ .

Tabela 2 - Aspectos Toxicológicos das Formas Químicas de Mercúrio

Forma Química do Mercúrio	Lesões ao Organismo
Mercúrio Iônico ( $\text{Hg}^{2+}$ )	Danificação dos túbulos renais, gastroenterite e irritação em contato com a pele.
Mercúrio Metálico ou Elementar ( $\text{Hg}^0$ )	<p>- <u>Exposição eventual</u>: Estomatite, gengivite, afrouxamento dos dentes, úlceras bucais, bronquite erosiva, edema pulmonar, pneumonia química, problemas renais, anorexia, fraqueza.</p> <p>- <u>Exposição freqüente</u>: distúrbios neurológicos (tremores, reação emocional exagerada, depressão e perda da autoconfiança).</p>
<p>Metil Mercúrio (<math>\text{HgCH}_3^+</math>)</p> 	Paralisia cerebral, convulsão, cegueira e teratogenia (lesões irreversíveis).

Fonte: Adaptado de Yallouz (1997 *apud* Cesar, 2009).

O uso de retortas é uma alternativa para diminuir a emissão de mercúrio durante a queima do amálgama. O metal é vaporizado nessas retortas (sistema fechado) e, posteriormente condensado, podendo ser reaproveitado. Porém, muitos não as utilizam uma vez que não compreendem as conseqüências provocadas pelos vapores de mercúrio ao meio ambiente e à saúde humana. Além disso, muitos acreditam que parte do ouro pode ser perdido nas paredes da retorta, e que poderia aumentar o número de furtos devido a longa duração do processo (Veiga *et al*, 2002).

## 1.2. Contaminação da Atmosfera, dos Sedimentos e dos Solos

Durante o processo de decomposição do amálgama o mercúrio volatilizado pode sofrer deposição atmosférica seca e/ou úmida sobre a superfície dos solos, sedimentos continentais e ecossistemas aquáticos (Figura 2). Segundo Cesar (2009) *apud* Kim *et al.*, 1995 a deposição atmosférica seca do metal geralmente está relacionado a presença de aerossóis na baixa atmosfera (aos quais o mercúrio é aderido), e a deposição úmida associa-se a precipitação de água meteórica. O mercúrio ainda pode ser oxidado na atmosfera pela ação do ozônio ou por reações fotoquímicas provocadas pela exposição intensiva aos raios ultravioletas (Figura 3).

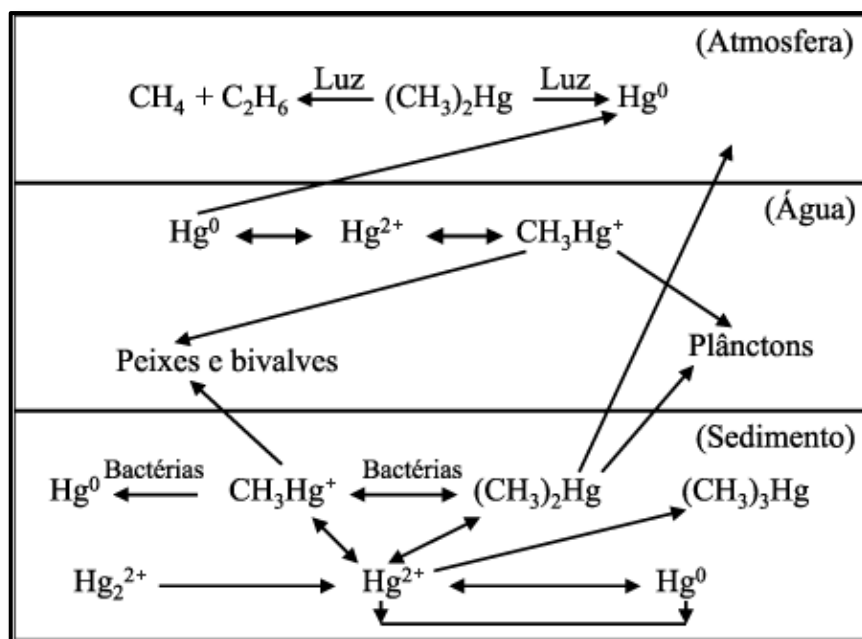


Figura 3: Ciclo do mercúrio em ambientes naturais. Fonte: Bisinoti *et al.*, 2004.

A forma iônica ( $\text{Hg}^{2+}$ ) é dominante na deposição úmida do mercúrio. Por definição, a deposição seca ocorre continuamente, exceto durante os períodos de chuva (Kim *et al.*, 1995). Assim, a pluviosidade afeta de maneira bastante diferenciada o ciclo biogeoquímico do mercúrio em áreas de clima temperado e de clima equatorial e/ou tropical, (maiores índices pluviométricos).

Os solos são considerados como grandes reservatórios de mercúrio segundo Lacerda & Solomons (1992), dada a grande permanência do contaminante em comparação aos demais compartimentos ambientais. Isso se deve às propriedades químicas e físicas destes materiais. Referindo-se aos aspectos físicos, a textura e a subsequente superfície específica de contato (diâmetro da partícula X mercúrio) merecem destaque, apesar da maioria desconsiderar a influência do tamanho dos grãos na fixação do metal, como indicaram Lacerda & Solomons (1992).

A existência de afinidade geoquímica entre metais tóxicos e matéria orgânica em solos e sedimentos fluviais de corrente (Figura 4) são sugeridas por Cesar (2009) *apud* Yin *et al.* (1996) e Jackson (1998), e apontam para reações bioquímicas complexas abrangendo a biodegradação do mercúrio por bactérias anaeróbicas, alterando efetivamente a geoquímica da matéria orgânica e a biodisponibilidade do mercúrio na cadeia trófica. A adsorção e/ou complexação do mercúrio a óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio (Figura 5), comuns em latossolos, que ao se associarem as espécies mercuriais poderiam formar complexos estáveis e menos biodisponíveis, sobretudo sob condições de pH básico (Wasserman *et al.*, 2001).

Capellas *et al.* 2007, sugeriram que o mercúrio da matéria orgânica natural do solo liga-se a dois grupos de enxofre orgânico reduzido, principalmente tióis (-SH). O grupo tiol é o equivalente sulfurado do grupo hidroxila (-OH), presente em alcoóis. As experiências laboratoriais indicaram que espécies neutras de mercuro-tiol e mercuro-enxofre inorgânicas em solução determinam as velocidades de metilação. Isto significa



que a ligação de mercúrio a tióis, na matéria orgânica natural, torna o elemento disponível para as bactérias metiladoras do ambiente.

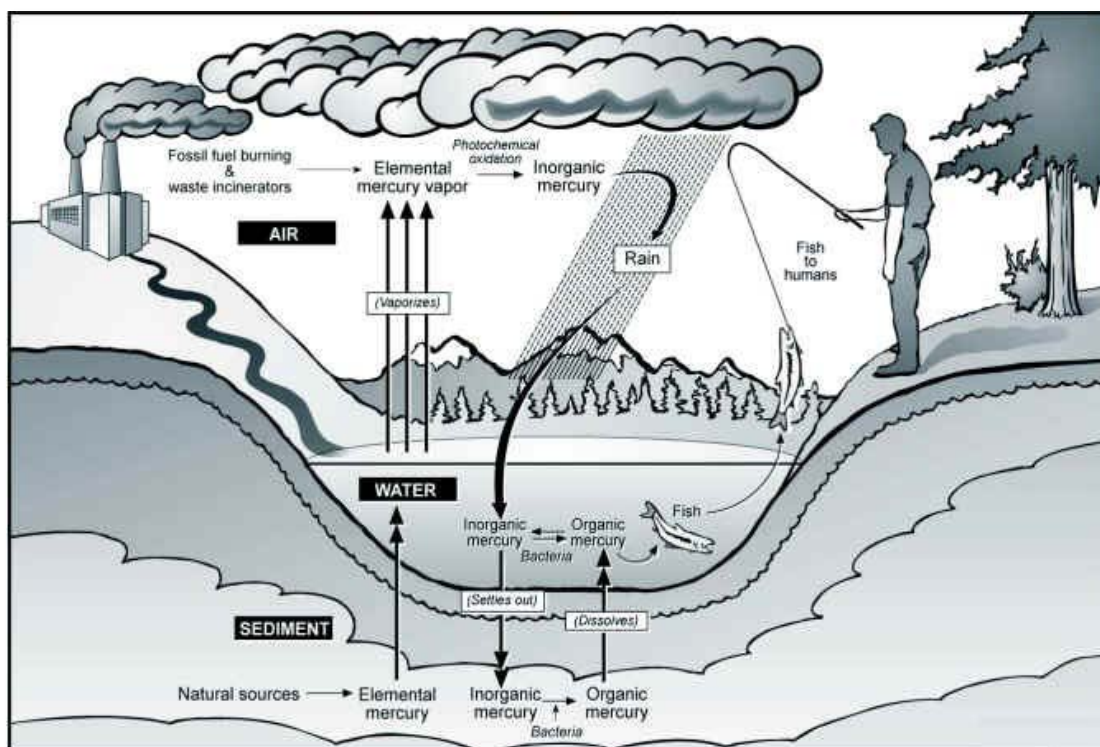


Figura 4: Modelo esquemático do ciclo biogeoquímico do mercúrio. Fonte: <http://verdefato.blogspot.com/2009/04/mercurio-concentracao-oceano-aumento.html> Acessado em 30/05/2001.

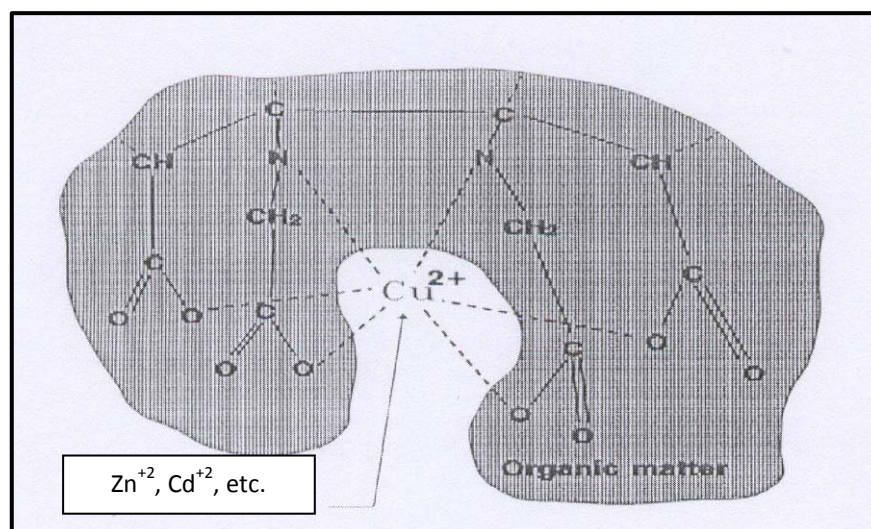


Figura 5: Modelo esquemático dos mecanismos de complexação e sequestro geoquímico de metais promovido pela ação da matéria orgânica. Fonte: Cesar (2009 *apud* Maia, 2004).

A presença diferenciada de argilominerais afeta significativamente a adsorção e biodisponibilidade de mercúrio na fração fina do solo ou do sedimento. As argilas do

tipo 2:1 (expansivas) apresentam maior superfície de contato, alto potencial de adsorção e troca catiônica. Assim, o processo de adsorção de mercúrio iônico (cátions mercúricos e/ou mercuriosos) à superfície do grão deve ser mais eficiente em minerais argilosos do tipo 2:1, quando comparados às argilas cauliníticas. Contudo, existem argilominerais expansivos cuja troca catiônica é mais seletiva, como os minerais de illita, esses agarram os íons  $K^+$  de maneira particularmente forte, sendo que somente parte desses cátions podem ser trocados. Seguramente, mesmo entre as argilas 2:1, existe uma considerável diferença em termos de adsorção preferencial de mercúrio iônico (Abollino *et al.*, 2007).

É importante também ressaltar que, em termos de contaminação, caso a litologia seja composta por rochas ricas em minerais de mercúrio (cinábrio), e se as rochas consistirem em material parental para os solos da região, consequentemente a concentração de mercúrio será alta nos materiais edafológicos (Cesar, 2009). Analogamente, a região de North Sulawesi (Indonésia) estudada por Rodrigues-Filho *et al.* (2004), existem áreas nas quais solos, sedimentos fluviais e biota apresentam elevados índices naturais de contaminação por metais pesados, embora não haja nenhuma indústria potencialmente poluidora ou mineração artesanal de ouro na circunvizinhança. Neste caso, a contaminação pode ser atribuída a geologia da área e a atividades garimpeiras.

O Hg de origem litogeoquímica (cinábrio, HgS) encontra-se geralmente associado a depósitos hidrotermais de sulfetos de zinco (Zn), cobre (Cu) e chumbo (Pb). A contaminação por esses metais de origem geológica decorre do intemperismo dessas rochas sulfetadas. A Figura 6 demonstra as situações geológicas a partir das quais ocorre depósitos hidrotermais, incluindo cinábrio, esfarelita, calcopirita e galena. (Cesar, 2009 *apud* Rodrigues-Filho, 1995).

Em garimpos de ouro, durante os processos de beneficiamento, outros elementos químicos de elevada densidade (além do minério) podem ser concentrados, como zinco, cobre e chumbo. Sendo assim, a mineração de ouro, quando realizada de maneira inadequada, pode gerar anomalias geoquímicas desses elementos anteriormente citados, como já verificado em áreas com histórico de contaminação (Cesar, 2009 *apud* Rodrigues-Filho & Maddock, 1995).

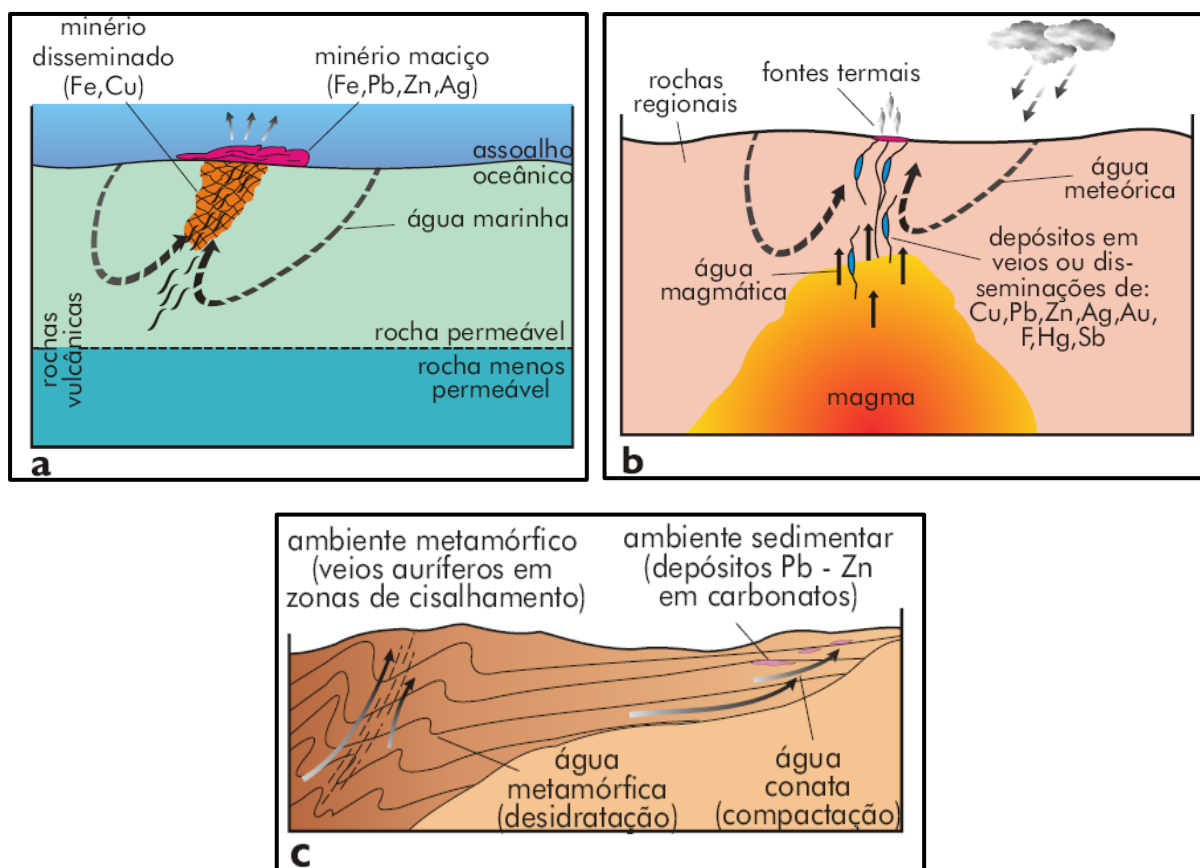


Figura 6: Como podem ocorrer depósitos minerais hidrotermais.  
Fonte: Bettencourt & Moreschi (2001).

Ainda é muito discutido na comunidade científica a origem natural do mercúrio. Em diversas áreas da região amazônica, por exemplo, detectam-se altos teores de mercúrio em amostras de solos, sedimentos fluviais e biota, embora não haja nenhuma atividade poluidora próxima, bem como as análises geoquímicas das rochas revelaram baixas concentrações de mercúrio (Lacerda *et al.*, 1999). Para tanto, a contaminação por mercúrio em amostras biológicas e geoambientais pode advir da circulação atmosférica regional, que pode transportar e depositar o contaminante em regiões distantes das áreas fontes poluidoras. Com o estudo de perfis de sedimentos é possível analisar a variação geocronológica da deposição de mercúrio, com os métodos de datação  $^{14}\text{C}$  e  $^{210}\text{Pb}$ , bem como sua variabilidade espacial. Para tal, utilizam-se estimativas de taxas de sedimentação e conceitos de sedimentologia (Kasper *et al.*, 2004).

### 1.3. Ecossistemas Aquáticos

A ação das águas pluviais pode lixiviar o mercúrio armazenado nos solos e nos sedimentos continentais, que contaminam as águas fluviais e a biota aquática ao drenarem para os rios. O equilíbrio termodinâmico dos metais depende das características físico-químicas das drenagens e, por conseguinte, da retenção de mercúrio e sua biodisponibilidade em águas fluviais e sedimentos de fundo. Segundo Guerra (2000), alterações nas condições de pH, potencial de oxi-redução, temperatura e condutividade elétrica podem favorecer a associação de metais pesados a outros sais



dissolvidos e a reações de oxi-redução, afetando os mecanismos de solubilização e de precipitação desses elementos. A contaminação ambiental em larga escala pode originar de compostos instáveis e mais solúveis, disseminando e incorporando mais facilmente os metais à cadeia alimentar.

O pH assumindo valores baixos (ácidos), favorece a solubilização e mobilização de metais-traço em meio aquoso (Rodrigues-Filho, 1995). A condutividade elétrica trata da concentração de  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $CO_3^{2-}$  e  $HCO_3^-$ . Variações podem promover a formação de complexos iônicos e minerais distintos (Cesar, 2009 *apud* Mascarenhas *et al.*, 2004), alterando a biodisponibilidade de metais no ambiente.

O potencial de oxi-redução (Eh) indica o grau de disponibilidade de elétrons no ambiente. Assim, de acordo com o valor de Eh medido em águas fluviais, metais pesados tenderão a diferentes estados de oxidação (Iverfeldt, 1998), influenciando na sua solubilidade e na abrangência espacial da contaminação.

Segundo WHO (1990), uma vez no ecossistema aquático, o mercúrio pode ser oxidado e sofrer metilação - biotransformação de compostos mercuriais em metilmercúrio (MeHg). O potencial tóxico do Hg é baseado no processo de metilação de sua forma inorgânica por algumas bactérias sulforedutoras (presentes nos sedimentos de corrente), que ao biodegradarem o metal acabam por excretá-lo sob a forma metilada.

A ictiofauna acumula preferencialmente MeHg as espécies carnívoras tendem a apresentar teores bem maiores do que as demais, devido aos fenômenos de bioconcentração e de biomagnificação na cadeia trófica. Assim, os indivíduos do topo da cadeia alimentar comumente apresentam altos índices de contaminação quando comparados aos organismos de posições inferiores (Figura 7). O pescado consiste na principal fonte de alimento para comunidades ribeirinhas, o que tem gerado diversos estudos de monitoramento ambiental e de geologia médica, sobretudo na região amazônica (Cesar, 2009). Toxicologicamente, o mercúrio de origem inorgânica ( $Hg^0$ ,  $Hg^{2+}$ ) possui importância secundária se comparado a sua forma orgânica (MeHg), uma vez que esta última provoca danos irreversíveis ao organismo (Tabela 2).

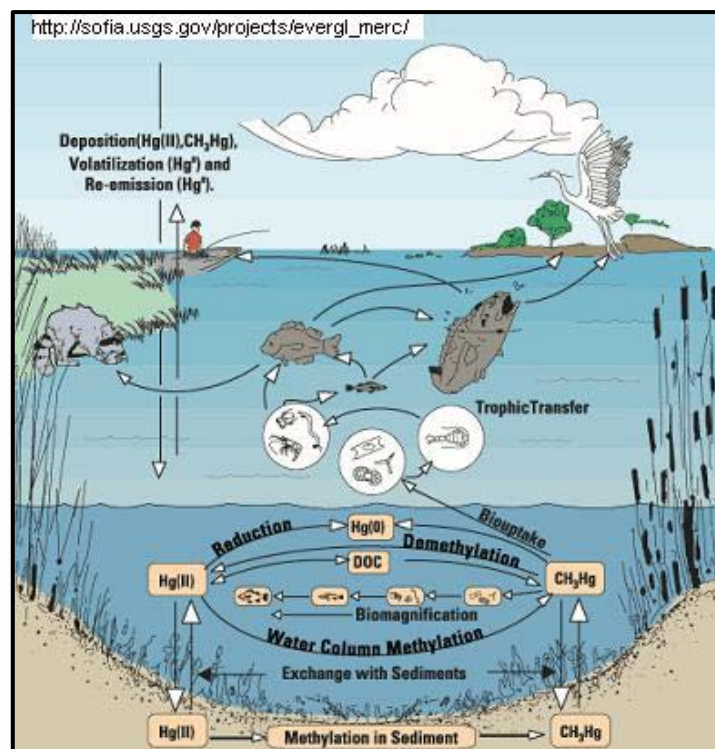


Figura 7: Biomagnificação do mercúrio no ecossistema aquático. Fonte: [http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0708/g1\\_mercurio/metilme.html](http://www.ff.up.pt/toxicologia/monografias/ano0708/g1_mercurio/metilme.html). Acessado em 07/06/2011.

### 1.3. Geologia Médica do Metilmercúrio

Preocupações relativas à sua toxicidade tem levado a redução do uso de termômetros de mercúrio nas atividades clínicas. Porém, é a ingestão de alimentos contaminados a principal via de intoxicação humana por metilmercúrio -MeHg-, a forma mais tóxica desse metal. O consumo de peixes representa a principal fonte de proteínas para ribeirinhos, e a maior parte das espécies que compõem a dieta alimentar destas populações é constituída por peixes carnívoros, ou seja, de elevados níveis tróficos na cadeia alimentar e que tendem a apresentar alto grau de contaminação. No Brasil, os limites estabelecidos pela legislação vigente são de **0,5 mg/kg** para consumo de pescado não-predador ou não-piscívoro, e de **1,0 mg/kg** para pescado predador ou piscívoro.

Segundo WHO (1990), o MeHg possui uma toxicodinâmica e toxicocinética absolutamente diferente das demais formas químicas de mercúrio, sendo assim muito mais severo a saúde humana e afetando preferencialmente o cérebro, causando efeitos neurológicos graves e irreversíveis (Tabela 2). O diagnóstico da intoxicação humana por esse contaminante é baseado na identificação dos seguintes sintomas: perda da visão periférica, perda do tato, perda da audição, dificuldade de falar e perda de equilíbrio. O MeHg é preferencialmente excretado pelo cabelo ou pelas fezes, já as formas metálica e iônica afetam fortemente os rins sendo basicamente eliminadas pela urina.

O MeHg possui uma maior durabilidade no organismo humano sendo bioacumulado muito rapidamente e eliminado a taxas muito baixas (meia vida de 70-84 dias), diferentemente dos vapores de  $Hg^0$  e  $Hg^{+2}$  (WHO, 1990). Segundo os autores Cesar (2009) *apud* Veiga *et al.* (2002) o MeHg é facilmente absorvido pelos intestinos (90%

do total bioacumulado) e por conseguinte, o metal rapidamente atinge a corrente sanguínea. No sangue, este possui a capacidade de atravessar a barreira placentária e de atingir o feto (teratogenia). Bebês intoxicados podem apresentar sérias lesões neurológicas e deformações nos membros superiores e inferiores (Figura 7).

#### 1.4.1. DOENÇA DE MINAMATA

No ano de 1953 cientistas da Universidade de Kunamoto (Japão) detectaram e sistematizaram pela primeira vez um conjunto de complicações médicas decorrentes da inserção antrópica de um determinado contaminante no ambiente (Veiga *et al.*, 2002). No entanto, somente em 1959 estes pesquisadores atribuíram a sintomatologia identificada ao consumo de peixes e moluscos contaminados por metilmercúrio. De 1932 à 1968 a companhia japonesa Chisso Chemical Corporation utilizou óxido de mercúrio (HgO) como catalisador de reações químicas para a fabricação de acetaldeídos (Veiga *et al.*, 2002). Os efluentes industriais eram despejados, sem pré-tratamento químico adequado, na Baía de Minamata (Japão) cuja biota aquática (peixes e moluscos) consistia em uma das principais fontes de alimentos da cidade de Minamata e municípios vizinhos.

O acidente de Minamata ficou bastante conhecido pelo número de pessoas intoxicadas e pelo conjunto de complicações médicas, tornando-se popularmente conhecido como “Doença de Minamata”. Até o ano de 1997 10.353 pessoas, das quais 1.435 morreram, foram certificadas pelo governo japonês como vítimas da “Doença de Minamata”, sendo que até hoje mais de 20.000 pessoas contaminadas recebem indenizações (Cesar, 2009 *apud* Veiga *et al.*, 2002).



Figura 8: Vítimas da intoxicação por metilmercúrio em Minamata, Japão. Fonte: <http://www.atinachile.cl>. Acessado em 06/06/2011.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivos Gerais**

A importância do Hg devido a sua toxicodinâmica (biomagnificação) e aos seus efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana motiva a realização deste estudo a avaliar os teores de Hg em solos, sedimentos e águas fluviais influenciadas por atividades de mineração aurífera em Paracatu (MG). A prefeitura do município, solicitante do mesmo, vem demonstrando intensa preocupação em relação aos possíveis impactos que vem sendo causados à biota e à saúde da população devido a atividade mineradora e ao despejo inadequado dos rejeitos, contaminando, principalmente, os solos e as águas da região (lençol freático).

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Determinar a concentração total de Hg em águas fluviais superficiais;
- Quantificar o teor de Hg em distintas frações granulométricas dos solos e sedimentos de corrente estudados;
- Caracterizar quimicamente as águas fluviais estudadas;
- Caracterizar físico-química e mineralogicamente os solos e sedimentos investigados;
- Calcular índices de poluição e fornecer um panorama das concentrações de Hg obtidas a luz dos valores estipulados pela legislação brasileira.

## **3. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **3.1. Área de Estudo**

A área de estudo se localiza no município de Paracatu na região noroeste do estado de Minas Gerais, Brasil. Está distante apenas 220 km de Brasília e a 500 km de Belo Horizonte (Figura 9).

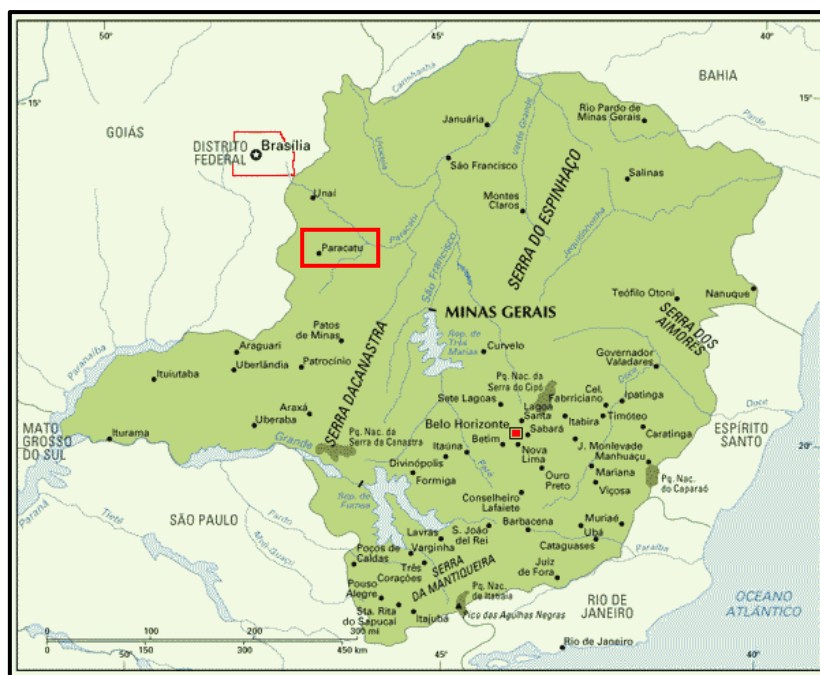


Figura 9: Localização do município de Paracatu (MG) no território brasileiro. Fonte: [http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:MinasGerais\\_Municip\\_Paracatu.svg](http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:MinasGerais_Municip_Paracatu.svg). Acessado em 07/06/2011.

### 3.1.1 ASPECTOS GEOLÓGICOS E FISIOGRAFICOS

O bioma no qual a região está inserida é o cerrado, com matas de galeria a beira. Embora esteja bastante descaracterizada (queimadas e desmatamento), ainda restam fragmentos importantes de cerrado no Município. O principal rio de Paracatu é o rio que dá nome ao Município o qual pertence a bacia do São Francisco. As amostragens foram concentradas em diversas micro-bacias que desaguam no Rio Paracatu.

A climatologia é caracterizada pela existência de duas estações bem definidas em termos de pluviosidades (abril-setembro – estação seca) – (outubro a março - úmida) e altas temperaturas (em geral, entre 27 e 30C°) durante todo o ano (Figura 10).

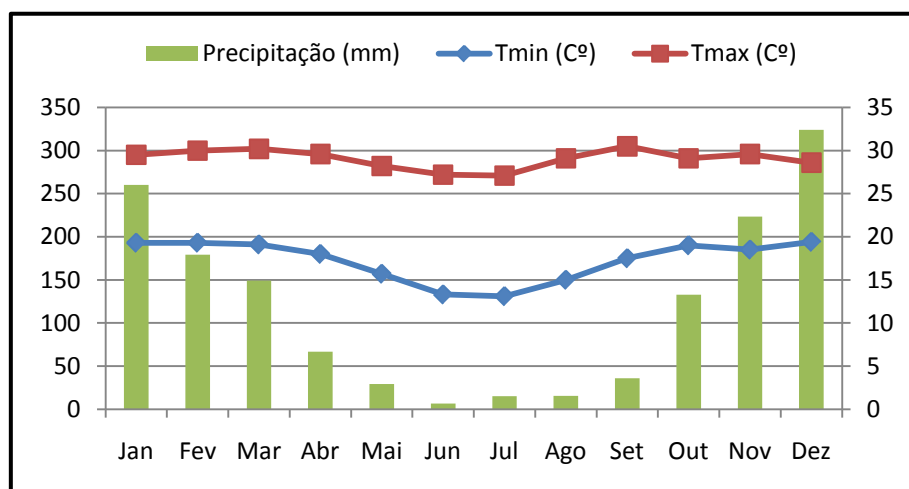


Figura 10: Normal climatológica para a cidade de Paracatu (MG): dados de 1961 a 1990 (INMET).



### 3.1.2 GEOLOGIA E MINERAÇÃO DE OURO

A Mina do Ouro, instalada na cidade de Paracatu (Figura 10), é operada pela empresa brasileira RPM (Rio Paracatu Mineração) pertencente ao grupo canadense *Kinross Gold Corporation*, que vem atuando desde 1987 no setor de extração de minérios para produção de ouro. As reservas provadas e prováveis de ouro cercam 3,782M oz + 18,5M oz (medidas e indicadas), mas com os menores teores do mundo ( $<0,4\text{g/t Au}$ ) a mina tem capacidade para operar até 2040, sendo a produção anual de ouro é vizinha de 8,0 t .



Figura 11: Mina do Ouro, Paracatu (MG). Fonte: <http://atalhodanoticia.blogspot.com/2011/02/preocupa-incidencia-dos-casos-de-cancer.html>. Acessado em 08/06/2011.

A geologia da área estudada está relacionada a zona externa da Faixa Brasília (Figura 11), na qual diversos depósitos de ouro estão associados ao desenvolvimento de zonas de cisalhamento de alto e baixo ângulo. A mineralização de Au do depósito do Morro do Ouro (Paracatu, MG) está associada a zonas de cisalhamento de baixo ângulo.

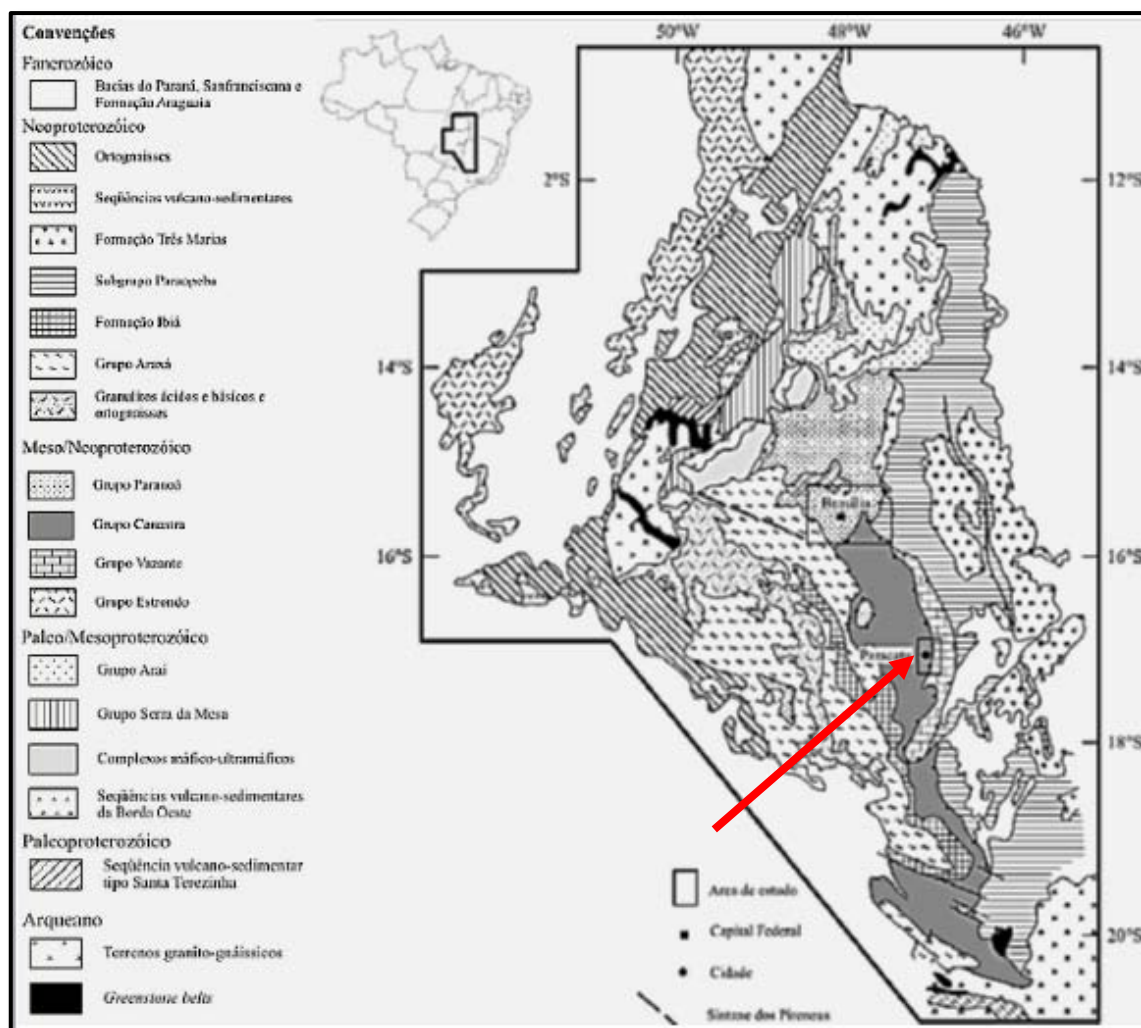


Figura 12: Mapa geológico da zona externa da Faixa Brasília. Fonte: Fuck *et al.* 1994.  
Nota: seta vermelha indica a posição de Paracatu.

A mineralização de ouro da mina do Morro do Ouro encontra-se hospedada nos filitos sericíticos e carbonosos do Membro Morro do Ouro, da Formação Paracatu pertencente ao Grupo Canastra (Möller *et al.* 2001 *apud* Zini *et al.*, 1998;1990 - Figura 12). Com idade de sedimentação 1,3-1,0 Ga, os filitos carbonosos foram deformados e metamorfizados (zona da clorita) no Brasileiro (640-450Ma) com dobras isoclinais, dobras recumbentes e zonas de cisalhamento de caráter dúctil-rúptil (Dardenne, 2001).

Thorman (1996) discorda em parte dessa interpretação, considerando que a deformação é pouco importante não resultando em mudanças estratigráficas da sequência original, e que as falhas seriam “falhas de atenuação” da compressão horizontal sofrida pelas rochas.

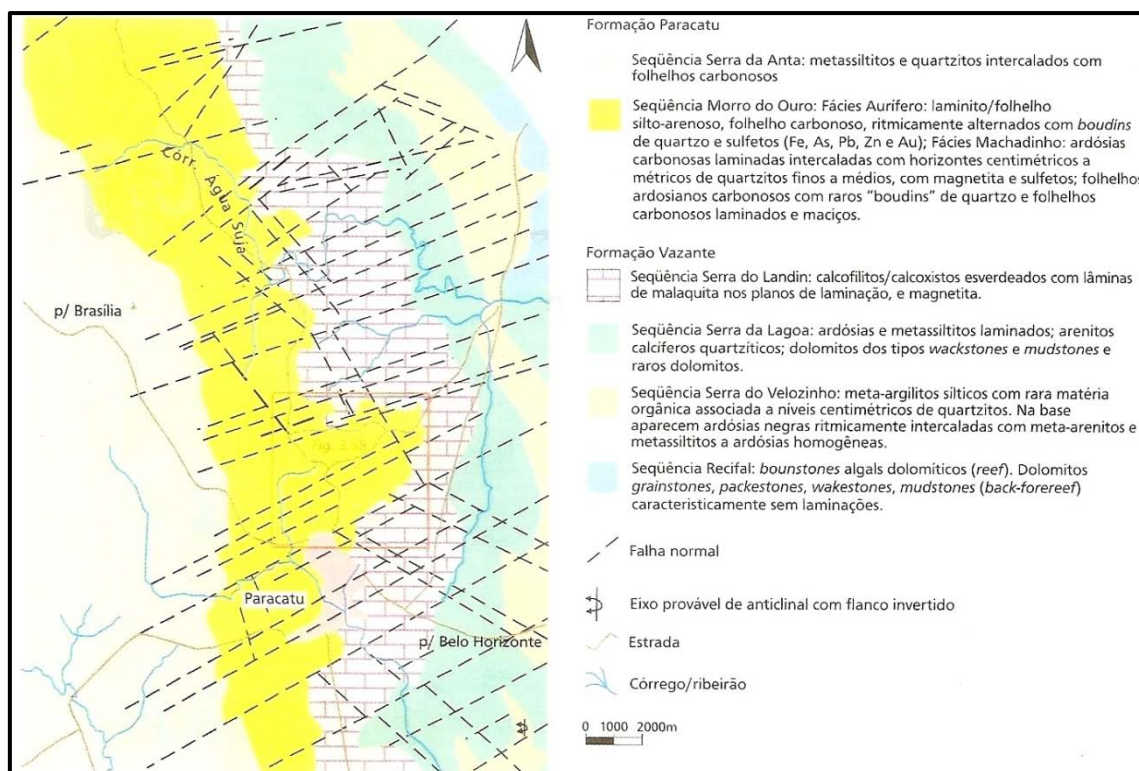


Figura 13: Localização do depósito de ouro do Morro do Ouro, em Paracatu. O depósito encontra-se na Formação Paracatu, do Grupo Canastra. Fonte: Biondi (2003).

O principal controle da mineralização é estrutural, as concentrações crescem da borda para a região do eixo da bacia, orientado NW-SE, isso se deve a uma zona de transtensão para a qual os fluidos mineralizantes foram canalizados durante o cisalhamento (Freitas-Silva & Dardenne, 1997). Segundo os autores Dardenne (2001) e Freitas *et al.* (1991) essa estrutura monoclinial (Figura 13) desenvolvida internamente no Membro Morro do Ouro está relacionada a uma falha de empurrão de caráter regional orientada N10W/15SW. Durante a deformação, o cavalgamento do Grupo Canastra sobre o Grupo Vazante (Figura 13), na zona externa da Faixa Brasília, ocorreu juntamente ao desenvolvimento dessas zonas de cisalhamento caracterizadas por foliações miloníticas, foliações S/C, boudinagem de veios de quartzo, lineações de estiramento e lineações minerais. A lineação de estiramento principal é constante e orientada S70W/15 (Freitas-Silva, 1996).



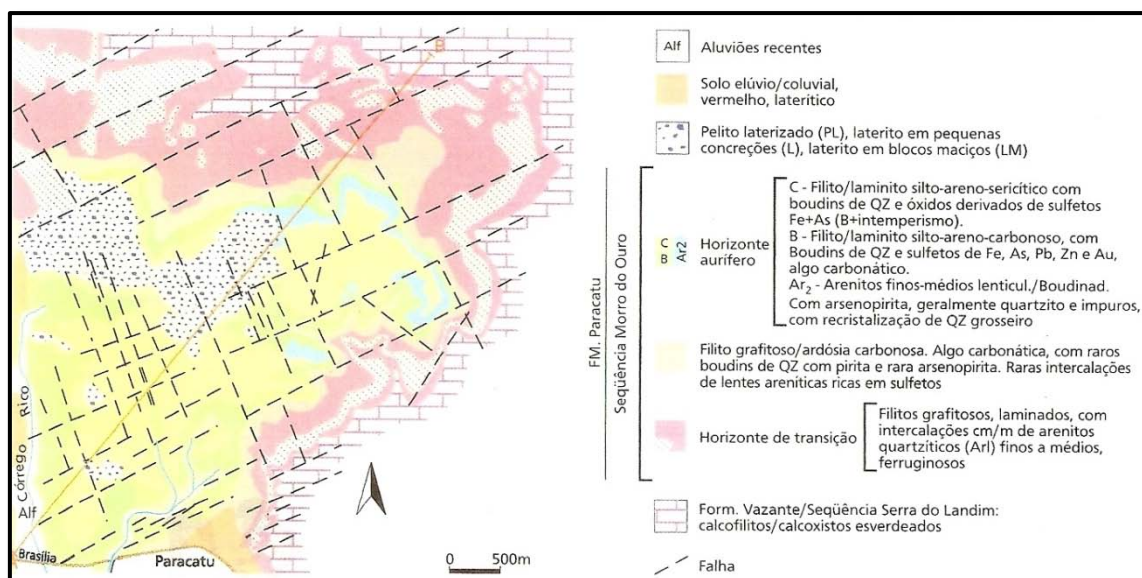


Figura 14: Mapa geológico do depósito de ouro Morro do Ouro. A sequência mineralizada (Morro do Ouro) é composta essencialmente por filitos sericíticos e grafíticos com lentes areníticas finas, com *boudins* de quartzo com granulometria muito fina e sulfetos disseminados de Fe, As, Pb, Zn e Au (Zini *et al*, 1988; 1990).

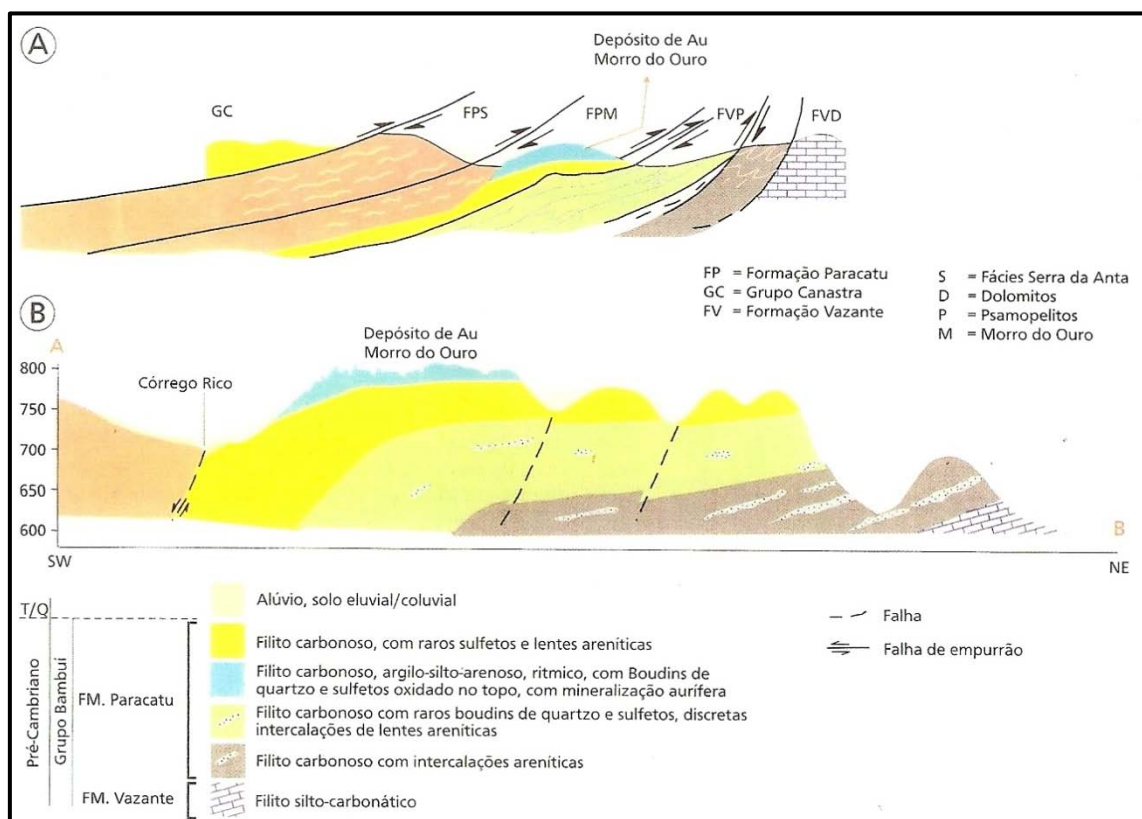


Figura 14a: (A) Seção estrutural do corpo mineralizado do depósito Morro do Ouro deslocado de sua posição original por cisalhamentos de baixo ângulo nucleados durante o ciclo Brasiliano (Freitas-Silva *et al*, 1991). (B) Seção geológica do depósito Morro do Ouro (Zini *et al*, 1988).

As rochas mineralizadas são filitos silto-arenosos sericíticos (Figura 15) com *boudins* (Foto 1) de quartzo e óxidos derivados da alteração dos sulfetos de Fe e As – pirita e arsenopirita - também de filitos silto-arenosos carbonosos (grafitosos) (Figura 16, 17) com *boudins* de quartzo e sulfetos de Fe, As, Pb, Zn e Au (Zini *et al.*, 1988). O ouro encontra-se distribuído de três maneiras: (a) disseminado nas segregações de quartzo metamórfico (quartzito) na forma de lentes (*boudins*), milimétricas a métricas, que contêm também arsenopirita, pirita, calcopirita, esfarelita, galena, siderita e sericita; (b) sob a forma livre no quartzo com uma pequena proporção associada diretamente a estrutura e/ou microfraturas dos sulfetos de As e Fe; (c) concentrado residualmente devido a alteração hidrotermal restrita aos sulfetos próximos aos *boudins*, sendo os principais processos de alteração a piritização, a sideritização (carbonatação) e a sericitização (filitização).

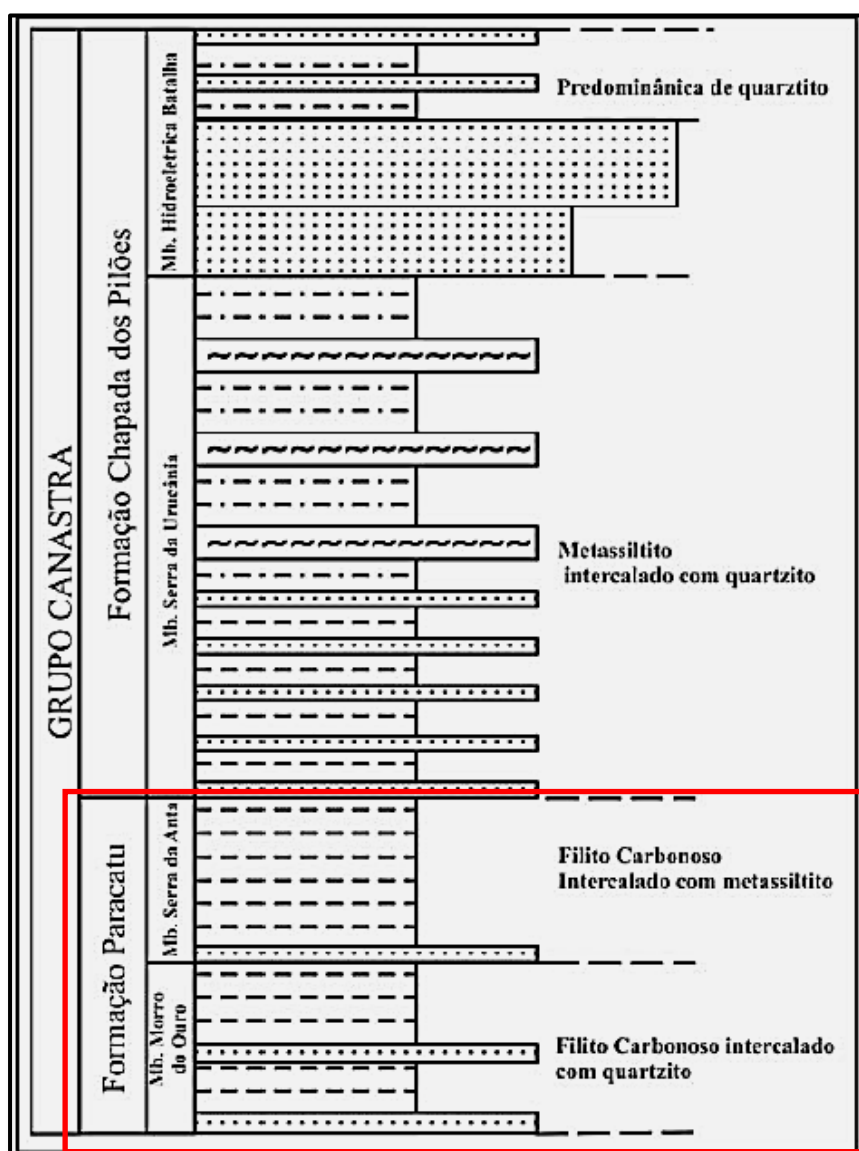


Figura 15: Perfil estratigráfico do Grupo Canastra demonstrando as rochas hospedeiras da mineralização. Fonte: Dardenne, 2001.





Figura 16: Mineralização de Au em *boudin*, Fazenda Lavras, Paracatu, MG. Foto: J.B.G. Teixeira.



Figura 17: Filito carbonoso com *boudins* de quartzo no Município de Paracatu (MG). Foto: Y. Munemassa.

Estudos em inclusões fluidas (Freitas-silva, 1996) mostraram que o fluido mineralizador foi áqueo-carbônico, pouco salino e com 2% eq. de NaCl, contendo  $\text{H}_2\text{O}$ - $\text{CO}_2$ -NaCl- $\text{CH}_4$  e  $\text{N}_2$ . Os minerais do metamorfismo e do minério indicam condições de temperatura e pressão variáveis, de 2 a 3 Kbar e 350 a 370°C. Estudos de isótopos de

chumbo (Freitas-Silva & Dardenne, 1997) em galena indicaram que o mesmo se separou a cerca de 1 Ga e o mineral cristalizou a cerca de 600 Ma, quando também se formaram as zonas de cisalhamento (Figura 18) no Brasiliano. Essas zonas deslocaram os filitos da sua posição original soerguendo e facilitando o afloramento do corpo mineralizado (Figura 17).



Figura 18: Seção Geológica do pit da Mina do Ouro (Paracatu, MG) destacando o afloramento da zona mineralizada. Fonte: Zini *et al.* (1990).

O teor médio dos *boudins*, que consistem em cerca de 20 a 25% do minério em volume, é da ordem de 2,5 ppm de Au frente à 0,45 ppm nos filitos. No minério como um todo o teor de ouro é muito baixo e fica em torno de 0,45 g/t.

### 3.2. Amostragem

A amostragem contemplou 23 pontos de monitoramento no Município de Paracatu (Figura 19, 20) em Setembro de 2010. No entanto, nem sempre foi possível coletar amostras de solos, sedimentos e águas para todas as estações de monitoramento (Tabela 3). As amostras de águas fluviais (23) foram coletadas na lâmina superficial da drenagem, sendo armazenadas em recipientes de polietileno previamente acidificados com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), sob refrigeração ( $5^\circ\text{C}$ ).

Tabela 3 – Inventário de coleta de solos, sedimentos, e águas fluviais em Paracatu (MG). Os solos foram coletados na área vizinha das drenagens, fora da influência de sedimentos de planície de inundação.

Pontos de coleta	Localidade (Córrego)	Latitude (Graus decimais)	Longitude (Graus decimais)	Água	Sedimento	Solo
1	Rico	-17,22494000	-46,88066000	Sim	Sim	Sim
2	Rico	-17,21047000	-46,89061000	Sim	Sim	Sim
3	Sto Antonio	-17,14098000	-46,83941000	Sim	Sim	Sim
5	Rico	-17,41436000	-46,52701000	Sim	Sim	Sim
6	Paracatu	-17,41250000	-46,52928000	Sim	Sim	Não
7	Paracatu	-17,41543000	-46,52518000	Sim	Sim	Não
8	Rico	-17,40291000	-46,53893000	Sim	Sim	Sim
9	Rico	-17,30433000	-46,77095000	Sim	Sim	Sim
10	Pobre	-17,21516000	-46,85888000	Sim	Sim	Sim
11	Pobre	-17,21516000	-46,85888000	Não	Não	Sim
12	Pobre	-17,22646000	-46,87221000	Sim	Não	Não
13	Rico	-17,23181000	-46,87110000	Sim	Sim	Sim
14	Rico	-17,23167000	-46,87236000	Sim	Não	Não
15	Rico	-17,22972000	-46,87576000	Sim	Não	Sim
16	Sao Pedro	-17,11487000	-46,77425000	Sim	Sim	Sim
17	Sao Pedro	-17,11679000	-46,77204000	Sim	Sim	Sim
18	Santa Rita	-17,11738000	-46,77230000	Sim	Sim	Não
19	Santa Rita	-17,13603000	-46,82159000	Sim	Sim	Sim
20	Sto Antonio	-17,13772000	-46,82555000	Sim	Sim	Não
21	Santa Rita	-17,13618000	-46,82388000	Sim	Não	Não
22	Santa Izabel	-17,36456000	-46,85425000	Sim	Não	Sim
23	Escurinho	-17,42770000	-46,82976000	Sim	Não	Sim
24	Traíra	-17,49077000	-46,81638000	Sim	Sim	Sim
25	Escurinho	-17,47742000	-46,79919000	Não	Não	Sim



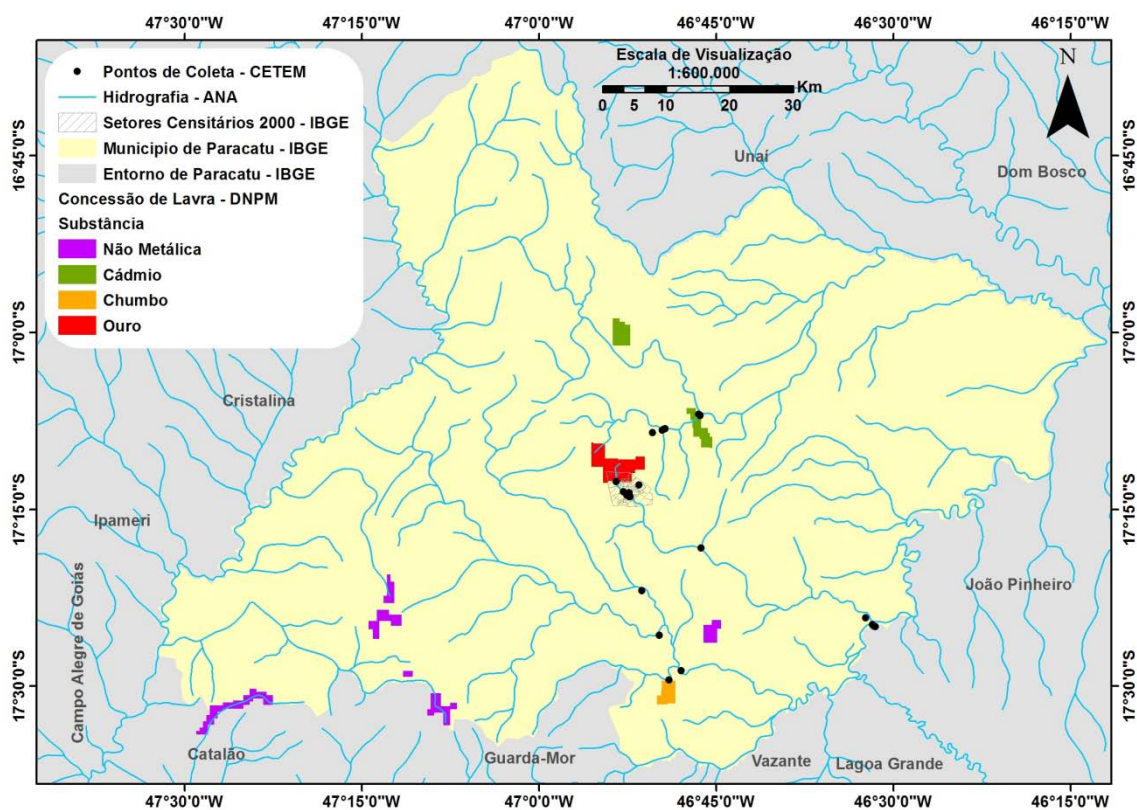


Figura 19: Localização geográfica dos pontos de coleta em Paracatu (MG): visão panorâmica.

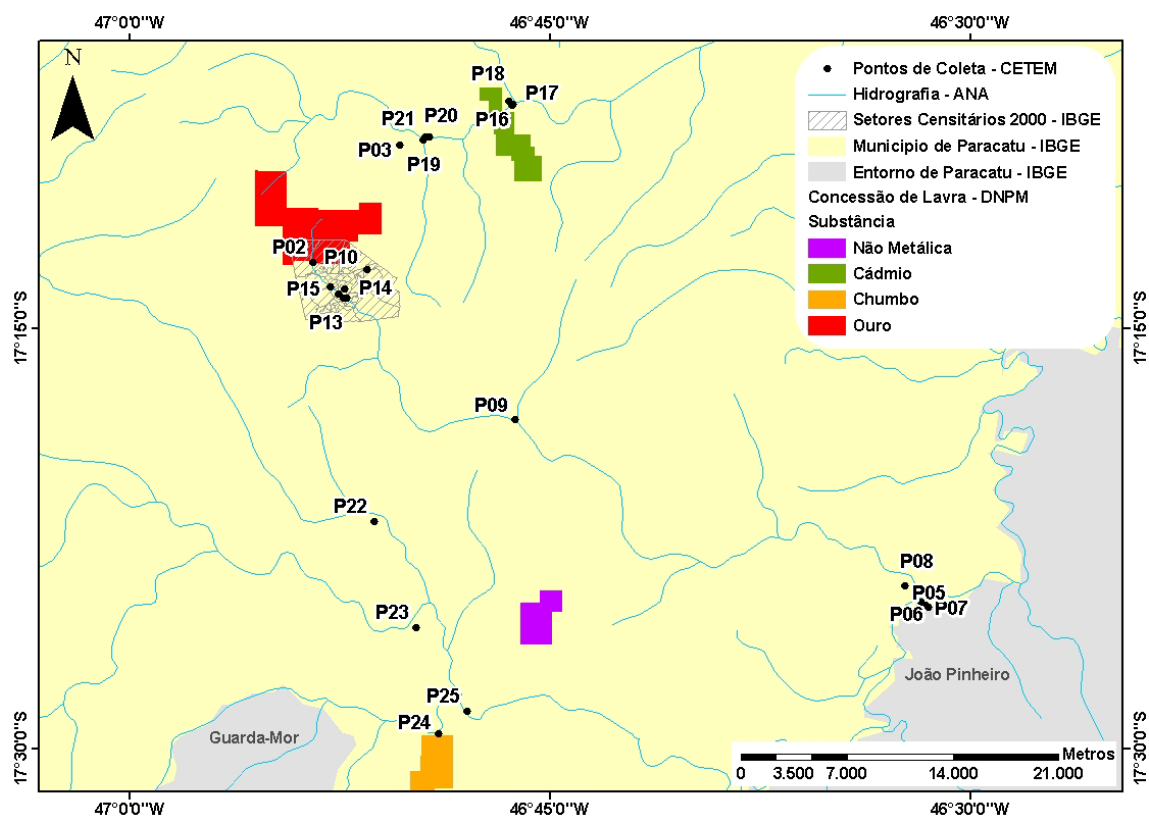


Figura 20: Detalhamento da distribuição espacial dos pontos de coleta em Paracatu (MG).

As amostras de solo (17) e de sedimentos fluviais (17) foram coletadas superficialmente (20cm). No caso dos solos, foram amostrados materiais localizados nas vizinhanças das drenagens. Os materiais foram armazenados em sacos plásticos e enviados para o Laboratório de Ecotoxicologia do CETEM. No laboratório as amostras foram secas a temperatura ambiente e depois desagregadas com o auxílio de grau e pistilo de porcelana. Após, foram fracionadas utilizando peneiras de nylon de 1,7 mm (10#) e 0,075 mm (200#). Para a realização do peneiramento foi utilizado o agitador vibratório orbital ROTAP, marca PRODUTEST (Figura 21). Dessa forma foram geradas duas frações granulométricas, 1,7mm-0,075mm (fração arenosa) e <0,075mm (fração predominantemente silto-argilosa), além da amostra *in natura* (< 1,7mm). A quantidade das referidas frações foram pesadas visando a caracterização granulométrica.



Figura 21: Agitador vibratório empregado no fracionamento granulométrico das amostras.

### 3.3. Caracterização química e mineralógica dos materiais

A determinação do pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos e temperatura em amostras de água, foram determinados em campo utilizando uma MultiSonda da marca HANNA, modelo Hi 9828 (Figura 22). Os valores obtidos foram comparados com aqueles estipulados pela resolução 357 do CONAMA de 2005 (Águas classe 2 – doces, salobras e salinas – 6 a 9).



Figura 22: Sonda utilizada para medição do pH, condutividade elétrica, oxigênio e sólidos dissolvidos.

As análises do pH em solos e sedimentos foram realizadas com o intuito de determinar a acidez ou alcalinidade dos mesmos. Os dados foram determinados por meio do eletrodo imerso em uma suspensão de solo líquido na proporção 1:2,5 (água), conforme estabelece a EMBRAPA (1997) e com o emprego de medidor da marca DIGIMED, modelo DMPH-PV.

A identificação dos grupos de minerais foi executada utilizando a técnica da Difração de Raios-X. Os difratogramas de Raios-X (DRX), obtidos pelo método do pó, foram coletados em um equipamento Bruker-D4endeavor, nas seguintes condições de operação: radiação Co K $\alpha$  (35 kV/40 mA); velocidade do goniômetro de 0,02° 2 $\theta$  por passo com tempo de contagem de 1 segundo por passo e coletados de 5 a 80° 2 $\theta$ . As interpretações qualitativas do espectro foram efetuadas por comparação com padrões contidos no banco de dados PDF02 (ICDD, 2006) em software Bruker Diffrac<sup>Plus</sup>.

### 3.4. Determinação do mercúrio total

A determinação quantitativa de mercúrio total (HgT) foi realizada com o equipamento portátil LUMEX (RA 915 +), um espectrofotômetro de absorção atômica baseado no diferencial Zeeman, acoplado a uma câmara de pirólise (Figura 23). O princípio da determinação se baseia na destruição térmica da amostra seguida pela determinação da quantidade de vapor de Hg liberado. A concentração do vapor do Hg é medida por uma célula analítica através da diferença de intensidade de radiação. A precisão e acuracidade das análises foram acompanhadas através do uso de amostras certificadas (NIST 2709 San Joaquin Soil) e do cálculo de erro absoluto, sendo aceitos erros máximos de 10%. O limite mínimo de detecção do método é de 0,005 mg/kg (ou 5ng/g).



Figura 23: Analisador portátil de mercúrio Lumex - equipamento utilizado para análise de mercúrio total (HgT).

### 3.5. Avaliação da Intensidade da Poluição

A magnitude da contaminação por Hg foi avaliada através da comparação com os valores estabelecidos pela legislação brasileira e, no caso dos solos e sedimentos, através do cálculo do índice de geoacumulação (IGEO) e do índice geoquímico de distribuição granulométrica (IGDG).



Para o mercúrio em solos a CETESB (2005) – órgão que estabelece o *background* pedogequímico do estado de São Paulo - e o CONAMA 420 (2009) estipulam valores idênticos, 50 ng/g como referência de qualidade para solos e 500 ng/g como valor de prevenção, além de 1.200 ng/g como de intervenção ambiental. Para qualidade dos sedimentos a Resolução 344 do CONAMA (2004) estabelece os valores de 170 ng/g e 486 ng/g para sedimentos de dragagem (como prevê a legislação canadense) os níveis 1 e 2, que correspondem, respectivamente, aos limites de baixa e alta probabilidade de efeitos tóxicos à biota. Já para as águas, foi utilizado o critério de potabilidade da portaria 518 do Ministério da Saúde (10 µg/L).

### 3.5.1 ÍNDICE GEOQUÍMICO DE DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA (IGDG)

A avaliação da fixação preferencial de Hg entre as frações granulométricas estudadas foi somente realizada para o mercúrio através do cálculo do Índice Geoquímico de Distribuição Granulométrica (IGDG). O IGDG, descrito por Santos *et al.* (2002), expressa o percentual da concentração total do elemento fixado a fração fina do solo ou sedimento (Equação 1). Valores de IGDG maiores do que 60% indicam que o elemento está preferencialmente fixado na fração fina, valores entre 40 e 60% apontam para a ausência de fixação preferencial e abaixo de 40% indicam que o elemento está preferencialmente concentrado na fração grosseira (Santos *et al.* 2002).

$$\text{IGDG} = C_{(\text{fino})} \times 100 / C_{(\text{fino})} + C_{(\text{grosseira})} \quad \text{Equação 1}$$

Onde,

$C_{(\text{fino})}$  = concentração do elemento na fração fina (0,075 mm);

$C_{(\text{grosseira})}$  = concentração do elemento na fração grosseira (1,7 – 0,075 mm).

### 3.5.2 ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO (IGEO)

A avaliação quantitativa do grau de poluição por metais pesados nos sedimentos fluviais foi realizada através do cálculo do Índice de Geoacumulação (IGEO) (Müller 1979 *apud* Mizusaki *et al.* 2006) com base em teores de *background* obtidos em folhelhos (Tabela 1 e Equação 2). Esta metodologia de avaliação vem sendo tradicionalmente utilizada por diversos outros autores Rodrigues-Filho, 1995; Mizusaki *et al.* 2004, Cesar *et al.* 2010 e, dessa forma, os dados gerados constituem um bom parâmetro de comparação.

A utilização dos valores de *background* obtidos nos folhelhos decorrem da abundância dessas rochas na Terra, apresentam textura argilosa e elevado teor de matéria orgânica, atributos que favorecem a fixação de metais. O IGEO pode ser agrupado em sete classes (de 0 a 6) as quais descrevem o incremento do metal em relação ao *background* e os respectivos graus de poluição (Tabela 4).

$$\text{IGEO} = \log_2 \text{Me} / 1,5 \times \text{Me}_{\text{back}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde,

Me: Teor do metal na fração fina (< 0,075mm) do sedimento;

$\text{Me}_{\text{back}}$ : Background geoquímico do folhelho médio (40 ng/g).

Tabela 4 – Índice de Geoacumulação de Metais em sedimentos e respectivas intensidades de poluição (Classe IGEO)

<b>Intensidade da Poluição</b>	<b>Acumulação no Sedimento (IGEO)</b>	<b>Classe IGEO</b>
Muito fortemente poluído	> 5	6
Forte a muito fortemente poluído	> 4 - 5	5
Fortemente poluído	> 3 - 4	4
Moderado a fortemente poluído	> 2 - 3	3
Moderadamente poluído	> 1 - 2	2
Pouco a moderadamente poluído	> 0 - 1	1
Praticamente não poluído	< 0	0

Fonte: Müller (1979).

#### **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

##### **4.1. Águas Fluviais**

###### **4.1.1 pH E TEMPERATURA**

A determinação do pH em amostras de águas fluviais indicou valores que abrangem a faixa de neutralidade (6,5 – 8) (Figura 24). Tendo em vista que os metais pesados (incluindo mercúrio) adquirem maior mobilidade sob condições ácidas, os valores de pH obtidos demonstram este parâmetro pouco interfere no incremento da disponibilização dos metais para a coluna d'água. Os valores obtidos também estão em concordância com limite de pH estipulado pela resolução 357 do CONAMA (2005) (para Águas classe 2 – pH = 6 a 9 unidades).

As temperaturas obtidas variaram entre aproximadamente 24 e 36°C (Figura 24). Estes valores remetem a presença ou ausência de mata ciliar nos pontos de coleta, o que interfere sobre o grau de insolação que incide sobre a drenagem. Outro atributo que pode afetar a temperatura é o horário da coleta da água (momento de maior e/ou menor insolação).

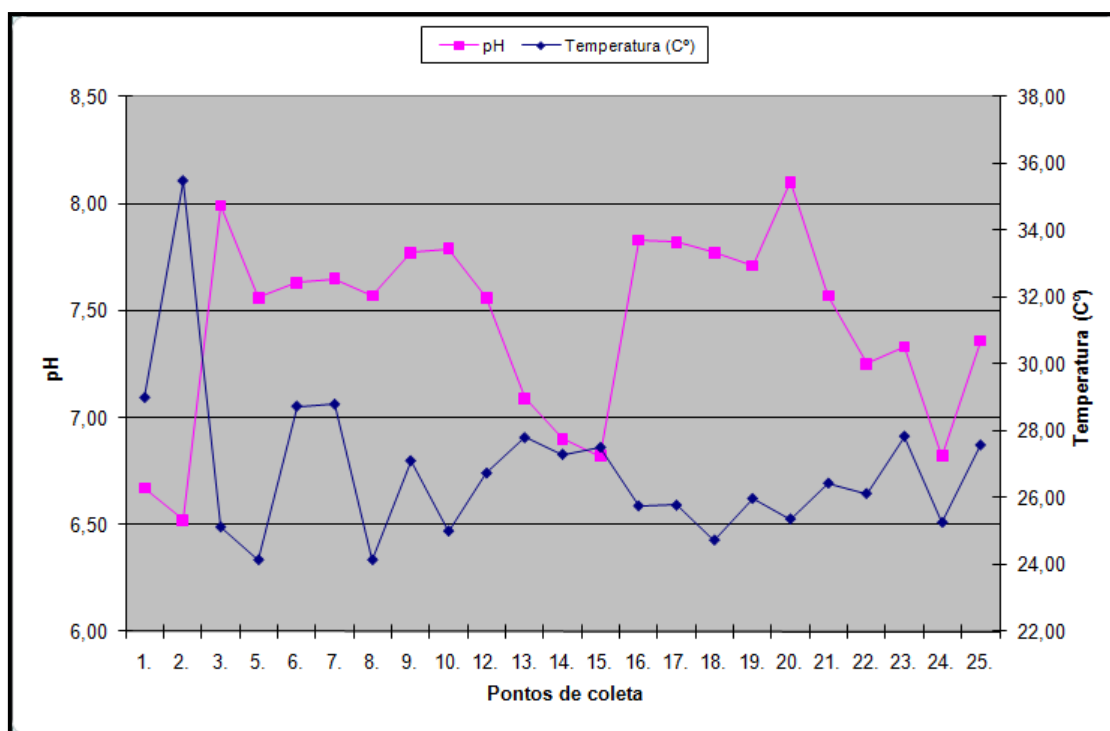


Figura 24: Determinação do pH e da temperatura em águas coletadas em Paracatu (MG).

#### 4.1.2 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA, OXIGÊNIO E SÓLIDOS DISSOLVIDOS

A determinação da condutividade elétrica apontou valores que variaram entre 16 e 462  $\mu\text{S.cm}$  (Figura 25). Tendo em vista o valor estipulado pelo CONAMA 357 (2005) de 100  $\mu\text{S.cm}$ , cerca de 60% dos pontos de coleta ultrapassam esse limite, indicando a ocorrência de drenagens degradadas. A origem desses contaminantes pode estar associada não necessariamente aos impactos oriundos da mineração, mas também a áreas que sofrem com o despejo inadequado de esgoto doméstico (vide ponto 12). A amostra que apresentou maior condutividade elétrica está localizada no Córrego Rico (ponto 2), imediatamente a jusante da mineração.

A resolução 357 do CONAMA (2005) trata somente de valores de sólidos totais, dessa forma, não foi possível comparar os dados de sólidos dissolvidos aos referidos valores orientadores. Por outro lado, é possível identificar uma correlação significativa entre a condutividade elétrica das águas e os teores de sólidos dissolvidos (Figura 25). Essa correlação possivelmente está associada a solubilização potencial de partículas, transferindo íons para a fração dissolvida.

A quantificação do oxigênio dissolvido apresentou valores entre 0,5 e 9,86 mg/L (Tabela 11), cerca de 13% desses valores não estão em conformidade com a concentração estabelecida pelo CONAMA 357 (Águas Classe 2- doces, salobras e salinas -5 mg/L) (Figura 25), o que indica a ocorrência de ambientes degradados. A variação de oxigênio dissolvido pode estar atrelada a energia do ambiente, bem como aos despejos de resíduos domésticos.

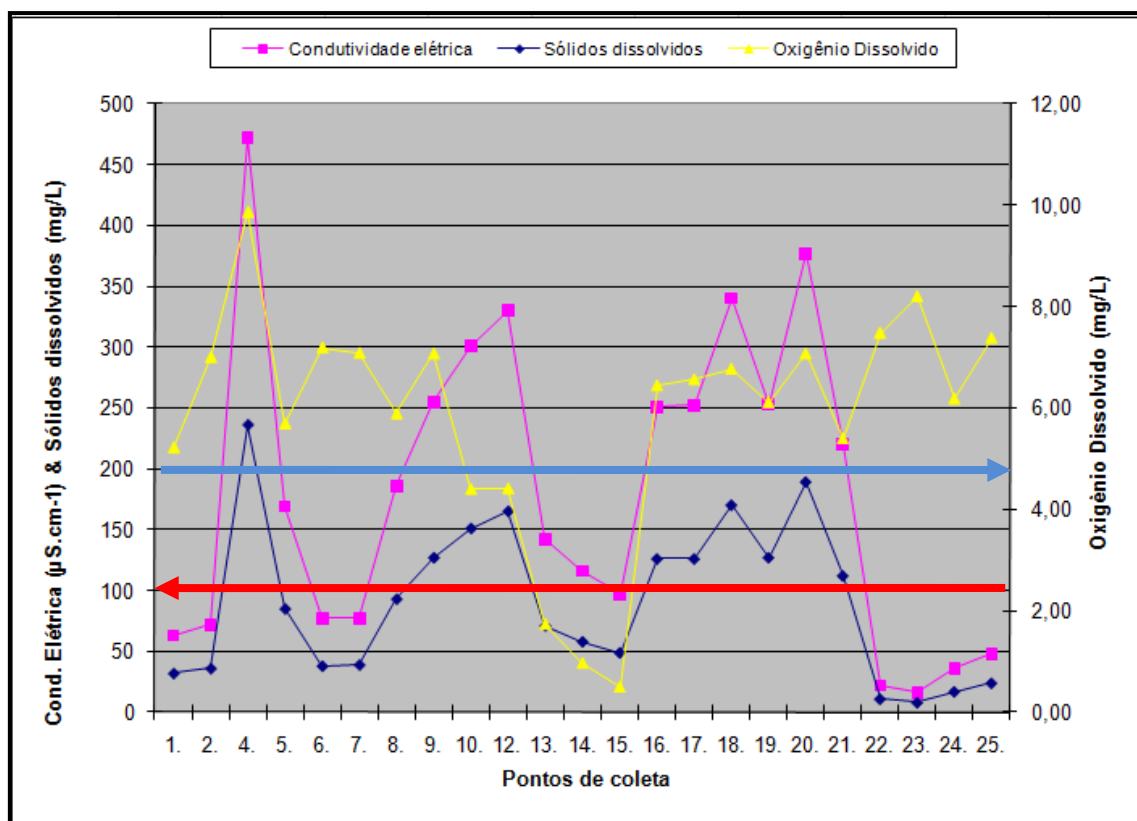


Figura 25: Determinação da condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e oxigênio dissolvido em amostras de águas fluviais coletadas em Paracatu (MG). Notas: seta vermelha: limite do CONAMA 357 (2005) para condutividade elétrica; seta em azul: Limite do CONAMA para oxigênio dissolvido.

#### 4.1.3 MERCÚRIO TOTAL EM ÁGUAS FLUVIAIS

A quantificação de mercúrio em águas fluviais apresentou valores baixos, em sua maior parte abaixo do limite de detecção do equipamento (0,01 µg/L) (Tabela 5). As concentrações obtidas estão em conformidade com o valor estipulado pela WHO e da Portaria 518 do Ministério da Saúde (10 µg/L). De fato, os teores de mercúrio obtidos podem ser considerados baixos tendo em vista a sua comparação com valores determinados em outras localidades (afetadas ou não pela contaminação) (Tabela 6).

Tabela 5 – Determinação dos teores de mercúrio total em amostras de águas fluviais coletadas em Paracatu (MG).

Pontos de Coleta	Hg (µg/L)
1	<0.01
2	<0.01
3	<0.01
4	<0.01
5	<0.01
6	<0.01
7	<0.01
8	<0.01
9	<0.01
10	<0.01
11	<0.01
12	<0.01
13	<0.01
14	<0.01
15	<0.01
16	<0.01
17	<0.01
18	<0.01
19	<0.01
20	0.01
21	0.01
22	0.01
23	0.01
24	0.01

Tabela 6 – Comparação entre os teores de mercúrio obtidos em Paracatu para águas fluviais e concentrações obtidas em outras localidades por outros autores.

Localidade	Hg (µg/L)	Referência
Rios não contaminados da Amazônia	<0.04	Solomons & Förstner (1984)
Rios não-contaminados em nível mundial	<0.01	Pfeifer <i>et al.</i> (1989)
Córrego Guanandi (Poconé, MT)	<0.1	Rodrigues-Filho (1995)
Rio Madeira (Rondônia)	≈18	Lechler <i>et al.</i> (1995)
Paracatu (MG)	0.01 (valor máximo)	Presente Estudo

Fonte: Modificado de Cesar *et al.* (2010)

## 4.2. Sedimentos Fluviais de Corrente

### 4.2.1 pH E DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA

A determinação do pH indicou valores entre 5,45 e 6,94 (Tabela 8) tais valores estão na faixa de neutralidade e pouco devem contribuir para a mobilização do mercúrio (e de outros metais pesados). A distribuição granulométrica apontou que a maior parte dos sedimentos tinha textura predominantemente grosseira (arenosa) (Tabela 8), sendo que essa textura grosseira dos sedimentos deve estar associada a amostragem de ambientes de mais elevada energia, bem como a processos erosivos das margens.

### 4.2.2 CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA

A identificação preliminar das assembléias minerais presentes na fração silto-argilosa revelou a predominância de: caulinita, quartzo, gibbsita, muscovita, hematita, microclina e ilita (presentes em todas as amostras- Figura 26, Tabela 7). A abundância de caulinita, gibbsita e hematita está possivelmente associada a materiais que sofreram intenso intemperismo químico. A detecção da microclina remete à mineralogia das rochas da geologia regional. A presença da calcita nesses materiais está provavelmente associada ao intemperismo de quartzitos calcíferos pertencente a mesma sequência.

A presença de turmalina deve estar associada a ocorrência eventual de veios pegmatíticos, enquanto a identificação de ilita está atrelada a amostragem de ambientes de baixa energia e mal oxigenados, i.e., menos quimicamente intemperizados. No caso

da clorita, é mais provável que sua ocorrência esteja relacionada as rochas cujo metamorfismo atingiu a zona da clorita.

Tabela 7 – Caracterização da fração silto-argilosa (<0,075mm) dos sedimentos por difratometria de raios-X. CL = caulinita; QZ = quartzo; MV = muscovita; GB = Gibbsita; TM = Turmalina; CC = calcita; MC = microclina; HM = hematita; MT = Montmorilonita; IT = ilita; CT = clorita; DI = dado indisponível

Amostras	CL	QZ	MV	GB	TM	CC	MC	HM	MT	IT	CT
SD-01	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-02	x	x	x	x		x	x	x		x	x
SD-03	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI
SD-05	x	x	x	x		x	x	x		x	x
SD-06	x	x	x				x		x	x	
SD-07	x	x	x				x		x	x	
SD-08	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-09	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-10	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-11	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-13	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-16	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-17	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-18	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-19	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-20	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
SD-24	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x

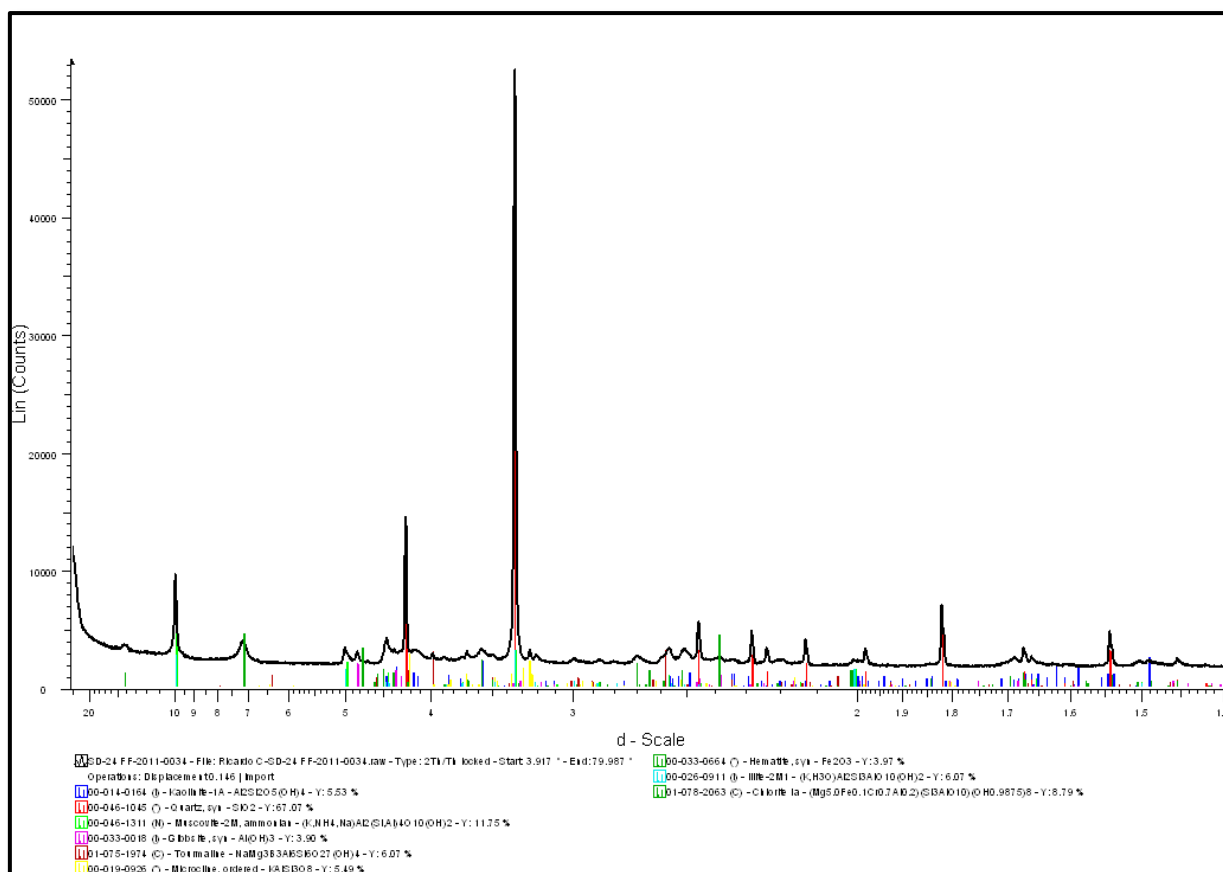


Figura 26: Difratoograma da amostra de sedimento (SD-24): um exemplo.

#### 4.2.3 MERCÚRIO TOTAL

A quantificação do mercúrio total ficou abaixo de 170 ng/g, que correspondente ao valor de Nível 1 estabelecido pela Resolução 344 do CONAMA (2004) (Tabela 8), a qual diz respeito ao limite em que se prevê a ocorrência de efeitos tóxicos à biota aquática. Neste sentido, a textura grosseira da maioria desses materiais pode ter contribuído para a obtenção de baixas concentrações de mercúrio. De fato, as concentrações de mercúrio obtidas podem ser consideradas baixas tendo em vista a comparação realizada com outras áreas afetadas pela mineração de ouro (Tabela 9) e a concentração média mundial de mercúrio em sedimentos fluviais (73 ng/g - WHO, 1990). É importante destacar que a concentração máxima obtida foi semelhante a valores encontrados em distintas regiões geográficas da Amazônia brasileira (Tabela 9).

A presença dessas assembléias de hematita e gibbsita possuem uma importância particular em termos de sequestro geoquímico do mercúrio. Alguns autores (Cesar *et al.* 2010, Rodrigues-Filho, 1995; Rodrigues-Filho *et al.* 2002) apontam para o fato de que metais pesados possuem forte afinidade com óxi-hidróxidos de ferro e alumínio, promovendo a redução da mobilidade potencial desses contaminantes. Em trabalhos próximos, sugere-se a quantificação dessas fases minerais e a realização de análises de correlação com o mercúrio.



Tabela 8 – Determinação da distribuição granulométrica, de pH e de mercúrio total em amostras *in natura* (< 1,7 mm) de sedimentos fluviais amostrados em Paracatu (MG).

Pontos de Coleta	pH	Distribuição granulométrica (%)		Hg (ng/g) <i>in natura</i>
		< 0,075 mm	1,7-0,075mm	
SD-01	6,45	8,84	91,16	42,04
SD-02	5,45	2,26	97,74	20,43
SD-03	6,80	67,31	32,69	5,45
SD-05	6,18	7,86	92,14	34,84
SD-06	5,46	38,12	61,88	5,67
SD-07	5,47	0,80	99,20	0,57
SD-08	5,71	15,36	84,64	51,50
SD-09	6,36	5,78	94,22	13,70
SD-10	6,79	100	0,00	15,50
SD-11	5,87	3,59	96,41	12,33
SD-13	6,54	3,32	96,68	24,12
SD-16	6,13	34,33	65,67	9,68
SD-17	6,02	6,61	93,39	8,22
SD-18	6,93	2,43	97,57	4,77
SD-19	N/D	1,21	98,79	34,62
SD-20	N/D	43,88	56,12	32,13
SD-24	6,94	10,75	89,25	7,03

Tabela 9 – Comparação entre os teores de concentração de mercúrio obtidos em Paracatu para sedimentos fluviais e concentrações obtidas em outras localidades por outros autores.

Localidade	Hg (ng/g)	Referência
Alta Floresta (SE da Amazônia)	250-400	Wasserman <i>et al.</i> (2007)
Bacia do Rio Madeira (Rondônia)	41–340	Lechler <i>et al.</i> (2000)
Região do Quadrilátero Ferroífero (MG)	40–1.100	Windmöller <i>et al.</i> (2007)
Bacia do Rio Talawaan (Região do Norte de Sulawesi, Indonésia)	91.000 ± 95.000 (valor médio)	Rodrigues-Filho <i>et al.</i> (2004)
Paracatu (MG)	223 (valor máximo na fração fina);  51 (em amostra bruta)	Presente Estudo

Fonte: Modificado de Cesar *et al.* (2010)

#### 4.2.4 ÍNDICES DE POLUIÇÃO (IGEO E IGDG)

As determinações do mercúrio em distintas frações granulométricas indicaram que as frações mais finas tinham concentrações maiores do que as grosseiras, o que pode estar associado ao aumento da superfície específica de contato entre a partícula e o mercúrio. Certamente outros atributos do sedimento (matéria orgânica, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, argilominerais, etc.) também possuem papel importante nesses processos. De fato, os valores de IGDG obtidos para os sedimentos indicaram que a maior parte do mercúrio total está fixada na fração fina dos materiais (IGDG médio = 73% - IGDGs acima de 60%). Em trabalhos futuros a influência desses suportes geoquímicos deve ser estudada em maior detalhe visando o entendimento mais amplo dos mecanismos de mobilidade.

As comparações dos IGDGs obtidos com aqueles determinados por outros autores revelaram que em áreas de mineração artesanal de ouro (Descoberto, MG – e North Sulawesi, na Indonésia), onde predominaram o mercúrio metálico, os valores de IGDG são significativamente menores. No caso dos sedimentos do rio Piabanha (RJ), impactados por esgoto doméstico, possivelmente a matéria orgânica exerce papel crucial na captura do mercúrio (Tabela 11), conforme mecanismos descrito na Figura 5.

Os valores do IGEO permaneceram entre as classes 0 e 2, predominando a classe 0, i. e., materiais praticamente não poluídos (Tabela 10). Os valores máximos do IGEO

estiveram localizados nos pontos de coleta diretamente influenciados pela mineração de ouro (pontos SD-01 e SD-02 – Córrego Rico), imediatamente a jusante do domínio da RPM. No caso do ponto SD-13 trata-se de um local impactado por esgoto doméstico e que conta a com a abundância de solos construídos.

Tabela 10 – Determinação dos índices de poluição de acordo com a concentração de mercúrio nas distintas frações granulométricas silto-argilosas (< 0,075mm) e arenosas (0, 075-1,7mm) de sedimentos fluviais amostrados em Paracatu (MG). N/D = dado indisponível.

Pontos de coleta	Hg (ng/g)		IGDG (%)	Classe de IGEO
	<0,075mm	1,7-0,075mm		
SD-01	223	24,5	90,10	2
SD-02	104	18,5	84,90	1
SD-03	3,9	8,65	31,08	0
SD-05	33	35	48,53	0
SD-06	10	3	76,92	0
SD-07	9,25	0,5	94,87	0
SD-08	51,5	51,5	50,00	0
SD-09	54,5	11,2	82,95	0
SD-10	15,5	N/D	N/D	0
SD-11	48	11	81,36	0
SD-13	115	21	84,56	1
SD-16	10,3	9,35	52,42	0
SD-17	34	6,4	84,16	0
SD-18	49,5	3,65	93,13	0
SD-19	44,5	34,5	56,33	0

Tabela 11 – Comparação entre os valores de Índice Geoquímica de Distribuição Granulométrica (IGDG) obtidos em Paracatu (MG) e determinados em outras áreas afetadas pela contaminação mercurial.

Localidade	IGDG	Autores
Rio Piabanha (RJ)	86% (em média)	Cesar <i>et al.</i> (2010b)
Córrego Rico (Descoberto, MG)	35% (em média)	Cesar <i>et al.</i> (2010)
North Sulawesi (Indonésia)	40% (em média)	Rodrigues-Filho <i>et al.</i> (2004)
Paracatu (MG)	72% (em média)	Este estudo

### 4.3. Solos

#### 4.3.1 pH E DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA

A determinação do pH indicou valores entre 4,36 e 7,31 unidades (Tabela 12). A maior parte dos valores ocorre na faixa da neutralidade e, portanto, pouco deve influenciar a mobilidade de metais pesados no ambiente. Por outro lado, é importante notar que os solos são ligeiramente mais ácidos do que os sedimentos, uma vez que os primeiros sofreram possivelmente processos intempéricos mais intensos. A distribuição granulométrica apontou que a maior parte dos solos possui textura predominantemente grosseira (arenosa) – mais arenosos que os sedimentos.

Tabela 12 – Determinação da distribuição granulométrica, de pH e de mercúrio total em amostras *in natura* (< 1,7 mm) de solos amostrados em Paracatu (MG).

Pontos de Coleta	pH	Distribuição granulométrica (%)		Hg (ng/g) <i>in natura</i>
		< 0,075 mm	1,7-0,075mm	
SL-01	7,26	18,07	81,93	11,40
SL-02	7,31	18,49	81,51	74,86*
SL-03	5,28	17,78	82,22	11,99
SL-05	4,95	10,54	89,46	10,66
SL-08	4,59	15,34	84,66	18,54
SL-10	6,97	6,86	93,14	9,70
SL-11	6,29	20,32	79,68	327,43*
SL-13	6,96	19,39	80,61	25,92
SL-09	7,18	13,15	86,85	15,24
SL-15	7,26	9,31	90,69	261,24*
SL-16	5,94	14,72	85,28	15,12
SL-17	5,41	29,27	70,73	12,99
SL-19	5,98	7,51	92,49	7,56
SL-22	5,54	15,40	84,60	6,97
SL-23	4,36	21,86	78,14	5,17
SL-24	6,93	17,47	82,53	14,96
SL-25	6,91	7,11	92,89	16,21

Nota: \* = acima do limite de referência da CETESB (2005) e CONAMA 420 (2009) – (50ng/g).

#### 4.3.2 CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA

De forma similar aos sedimentos a caracterização mineralógica revelou a predominância de fases minerais comuns a solos tropicais que sofreram intenso intemperismo químico: caulinita, hematita e gibbsita (Figura 27, Tabela 13). A ocorrência das demais assembleias minerais está atrelada ao intemperismo litogeoquímico regional, sobretudo a ocorrência de pegmatitos (turmalina e muscovita) e a sequência Serra da Lagoa (microclina). A presença de clorita, novamente, remete às rochas que sofreram metamorfismo na zona da clorita.

Tabela 13 – Identificação das fases minerais em solos coletados no Município de Paracatu (MG). CL = caulinita; QZ = quartzo; MV = muscovita; GB = gibbsita; TM = Turmalina; CC = calcita; MC = microclina; HM = hematita; CT = clorita; DI = dados indisponível.

Amostras	CL	QZ	MV	GB	TM	CC	MC	HM	CT
SL-01	X	X	X	X	X	X	X	X	X
SL-02	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI
SL-03	X	X	X	X					
SL-05	X	X	X	X			X		X
SL-08	X	X	X	X	X		X	X	X
SL-09	X	X	X	X			X	X	X
SL-10	X	X	X	X	X		X	X	X
SL-11	X	X	X	X	X		X	X	X
SL-13	X	X	X	X	X		X	X	X
SL-15	X	X	X	X			X	X	
SL-16	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI	DI
SL-17	X	X	X	X			X	X	
SL-19	X	X	X	X			X	X	
SL-22	X	X	X		X		X		
SL-23	X	X	X		X		X		
SL-24	X	X	X	X			X	X	X
SL-25	X	X	X	X	X		X	X	

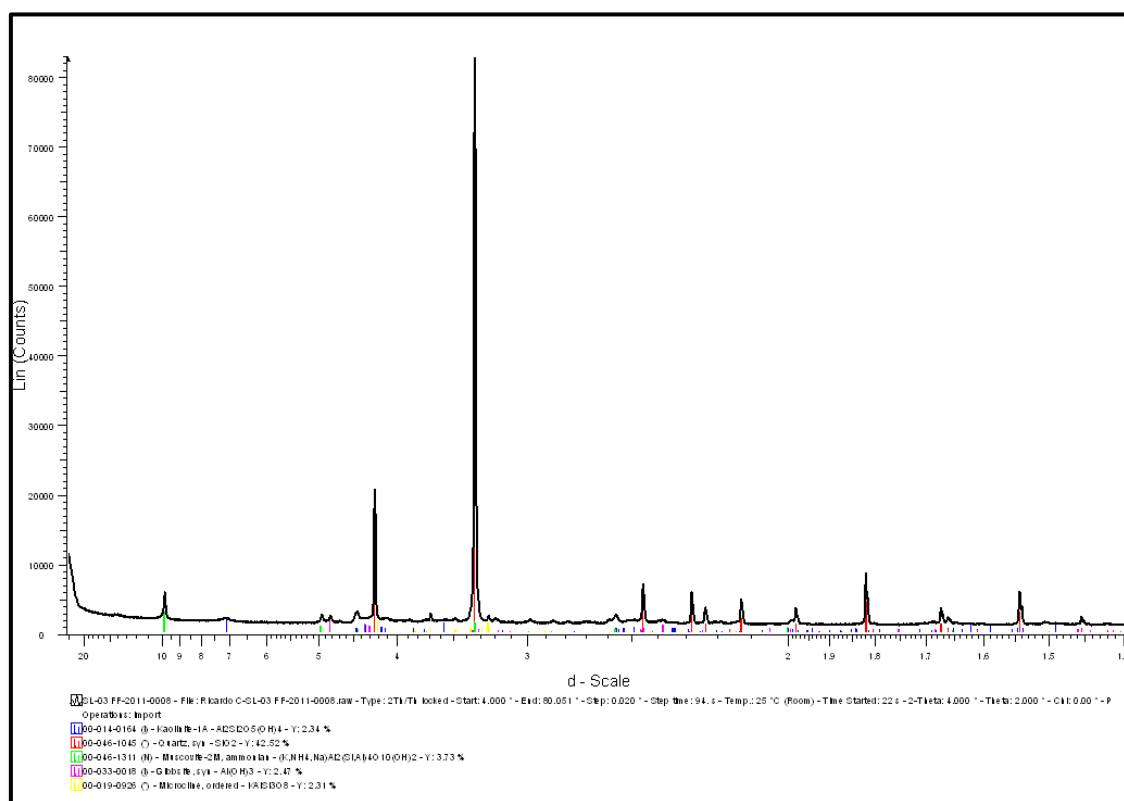


Figura 27: Difratograma da amostra de solo SL-03: um exemplo.

### 4.3.3 MERCÚRIO TOTAL E IGDG

A quantificação do mercúrio total ficou, em geral, abaixo de 50 ng/g, que correspondente ao valor de referência de qualidade estabelecido pelo CONAMA (2009). Contudo, as concentrações obtidas são menores do que o valor de prevenção ambiental (500 ng/g). O teor de 50 ng/g também corresponde a média mundial de mercúrio em solos, segundo WHO (1990). A concentração média e o desvio padrão de mercúrio nos solos ( $60 \pm 111,8$  ng/g) foi maior do que aquela encontrada para os sedimentos ( $52,35 \pm 54,05$  ng/g), esta observação indica uma maior variabilidade espacial do mercúrio nos solos (elevado desvio padrão), em detrimento aos sedimentos, bem como ao fato de que os solos podem estar funcionando como fonte de contaminação para as drenagens.

De maneira análoga aos sedimentos a textura grosseira desses materiais pode ter contribuído para a obtenção de baixas concentrações de mercúrio (Tabela 14). É interessante destacar as mais elevadas concentrações obtidas nos pontos SL-02 e SL-15 (na vizinhança do Córrego Rico, área influenciada pela mineração), bem como no ponto SL-11, próximo ao Córrego Pobre, área urbanizada impactada por rejeitos domésticos e que conta com a ocorrência de solos construídos. Neste sentido, a determinação da concentração do mercúrio total, tanto em solos como em sedimentos, parece ser um bom indicador da ocorrência de impactos associados a mineração de ouro em Paracatu (MG), mesmo os teores sendo relativamente baixos e não causando efeitos prejudiciais aparentes ao meio ambiente.

Os valores de IGDG para os solos indicaram, para maior parte das amostras, a ausência de fixação preferencial entre as frações fina e grosseira (média de 55,13% - IGDG entre 40 e 60%), em contraste com os sedimentos, cujos IGDGs predominaram acima de 70%. Certamente, diferenças na mineralogia desses materiais (incluindo a mineralogia da fração arenosa) devem estar afetando a fixação desses metais. A mineralogia da fração arenosa deverá ser detalhada em trabalhos futuros.

Outro aspecto que merece ser ressaltado é que o Município de Paracatu já foi submetido a mineração artesanal de ouro, utilizando mercúrio metálico, e que a cidade conta com a ampla ocorrência de solos construídos. Neste sentido, ressalva-se que o mercúrio em sua forma elementar possui a eletrofera totalmente preenchida e, dessa forma, não precisa se ligar a nenhum suporte geoquímico (matéria orgânica, argilominerais, oxi-hidróxidos de ferro alumínio, cloretos, etc.) para adquirir a estabilidade eletrônica. Dessa maneira, a fixação do mercúrio pelas frações finas tende a ser maior quando este está presente em sua forma divalente e menor quando o metal se apresenta na forma metálica. Senderowitz *et al.* (2010) ao calcular valores de IGDG de mercúrio em solos de uma área impactada por rejeitos industriais detectou valores acima de 60%, indicando retenção preferencial do contaminante na fração fina dos materiais. Naquele trabalho a presença de vermiculita (argilomineral expansivo com alto potencial de adsorção de cátions) parecia justificar o incremento da concentração de formas divalentes de mercúrio para fração silto-argilosa.

Tabela 14 – Determinação de mercúrio em distintas frações granulométricas e valores de Índice Geoquímico de Distribuição Granulométrica (IGDG).

Pontos de coleta	Hg (ng/g)		IGDG (%)
	<0,075mm	1,7-0,075mm	
SL-01	10,95	11,5	48,78
SL-02	98,5	69,5	58,63
SL-03	17,5	10,8	61,84
SL-05	12	10,5	53,33
SL-08	16	19	45,71
SL-10	10,45	9,65	51,99
SL-11	358,5	319,5	52,88
SL-13	36	23,5	60,50
SL-09	30	13	69,77
SL-15	341,5	253	57,44
SL-16	10,05	16	38,58
SL-17	16,6	11,5	59,07
SL-19	9,5	7,4	56,21
SL-22	5,4	7,25	42,69
SL-23	6,85	4,7	59,31
SL-24	19,5	14	58,21
SL-25	25,5	15,5	62,20

## 5. CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

A caracterização físico-química das águas revelou a ocorrência de ambientes degradados, sendo a condutividade elétrica, sólidos dissolvidos e a determinação do mercúrio total (HgT) bons indicadores da contaminação. Por outro lado, as concentrações totais de mercúrio ficaram, no geral, abaixo do limite do método analítico, sugerindo a ausência de anomalias geoquímicas (impactos) para essas águas.

A determinação do mercúrio em solos e sedimentos demonstrou a ocorrência de anomalias significativas do metal (*hot spots*) para as áreas diretamente influenciadas pela mineração de ouro, bem como nas áreas situadas próximas a despejo de esgoto doméstico, sugerindo com isso que o mercúrio pode ser utilizado como indicador de degradação ambiental oriunda da mineração. Por outro lado, as concentrações podem ser consideradas baixas e não oferecem risco à saúde humana e à biota. A aplicação dos índices de poluição revelaram materiais que atingiram classe 2 de IGEO (moderadamente poluído) e fixações preferenciais de mercúrio possivelmente associadas à mineralogia e à forma química do metal presente no ambiente. Portanto, com relação à contaminação por mercúrio, no presente, não é possível afirmar que exista impacto direto significativo da mineração de ouro nas anomalias detectadas na região, a medida que algumas dessas anomalias detectadas são oriundas de rejeitos domésticos. Assim, a área não estando fortemente impactada por mercúrio decorrente da atividade mineradora.

Em trabalhos futuros, a química e a mineralogia dos solos e sedimentos deverão ser investigadas em maior detalhe, principalmente no que diz respeito à determinação da concentração de matéria orgânica, dos argilominerais (incluindo sua identificação qualitativa) e de oxi-hidróxidos de ferro e alumínio – suportes geoquímicos capazes de capturar metais pesados - afetando a mobilidade e biodisponibilidade desses metais no ambiente. Outros metais pesados, tais como arsênio, chumbo, zinco e cobre, também deverão ser avaliados, devido a sua ampla ocorrência na geoquímica regional e a elevada toxicidade desses elementos. A especiação do Hg será realizada no intuito de identificar a forma química que mais ocorre (MeHg,  $\text{Hg}^{+2}$ ,...) na região a fim de determinar melhor as anomalias presentes. Além disso, testes ecotoxicológicos com oligoquetas também deverão ser elaborados a fim de complementar e esclarecer a toxicologia dos contaminantes no meio e nos organismos.



## 6. BIBLIOGRAFIA

Abollino, O. et al. The Efficiency of Vermiculite as Natural Sorbent for Heavy Metals: Application to a Contaminated Soil. *Journal of Water, Soil and Air Pollution*, v. 181, p. 149-160. 2007.

Bettencourt, J. S.; Moreschi, J. B. Recursos Minerais. In: Teixeira, W.; Toledo, M. C. M.; Fairchild, T. R.; Taioli, F. *Decifrando a Terra*: São Paulo, Oficina de Textos, 2001, cap. 21, p. 459.

Biondi, J. C. Processos metalogenéticos e os depósitos minerais brasileiro. São Paulo: Oficina de Textos, 2003, Capítulo 3, p. 157.

Capellas, M. 2007. Recovering Pompeii. *Science in School* 6: 14-19.

Cesar, R. G. 2009. Metais pesados em solos e sedimentos fluviais em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto (Minas Gerais): uma abordagem biogeoquímica e ecotoxicológica. Dissertação de mestrado (Geologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Cesar, R. G.; Egler, S.; Polivanov, H.; Castilhos, Z.; Rodrigues, A. P. 2010. Mercury, copper and zinc contamination in soils and fluvial sediments from an abandoned gold mining area in southern Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, in press.

CESAR, R. G. ; Colonese, J. ; SILVA, M. B. ; EGLER, S. G. ; CASTILHOS, Z. C. . Mercury distribution in bottom sediments from the Piabanha River Basin, Rio de Janeiro State, Brazil. In: 3rd Conference of the International Association for Ecology and Health (Eco-Health), 2010, Londres. 3th Conference of the International Association for Ecology and Health (Eco-Health), 2010a.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). 2005. Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela\\_valores\\_2005.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/relatorios/tabela_valores_2005.pdf)>. Acessado em: Março/2011.

CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). 2004. Resolução 344. Disponível em: <<http://www.ibrpam.com.br/leis/344%202004%20Dragagem.pdf>>. Acessado em: Março/2011.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2005. Resolução 357. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acessado em: Março/2011.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2009. Resolução 420. Disponível em: <[www.iusnatura.com.br/News34/news03\\_arquivos/CONAMA\\_420\\_09.pdf](http://www.iusnatura.com.br/News34/news03_arquivos/CONAMA_420_09.pdf)>. Acessado em: Março/2011.

Dardenne, M.; Schobenhau, C.; Metalogênese do Brasil. Brasília: CPRM-UnB, 2001.

Freitas-Silva, F.; Dardenne, M. Pb/Pb Isotopic patterns of galenas from Morro do Ouro (Paracatu Formation), Morro Agudo/Vazante (Vazante Formation) and Bambui Group deposits. In: Anais do South-American Symposium on Isotopic Geology, 1997, Campos do Jordão.

Freitas-Silva, F.; Metalogênese do depósito do Morro do Ouro, Paracatu, MG. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, 1996.

Freitas-Silva, F.; Dardenne, M.; Jost, H. Lithostructural control of the Morro do Ouro, Paracatu, MG, gold deposit. In: Brazil Gold , 1991, Anais, Belo Horizonte.

GUERRA, T. Estudo da Contaminação Hidrogeoquímica Fluvial e sua Inserção na Avaliação Econômico-ambiental da Mineração de Carvão na Região do Baixo Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil. 2000. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental), Programa de Pós-graduação em Geoquímica Ambiental, Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Iverfeldt, A. Mercury in the Norwegian Fjord Framvaren. Marine Chemistry, v 23, n. 34, p. 441-446. 1988.

Jackson, T. A. Mercury Problem in Recently Formed Reservoirs of Northern Manitoba (Canada): Effects of Impoundment and Other Factors on the Production of Methylmercury by Microorganisms in Sediment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 45, n. 1, p. 97-121. 1998.

Kasper, et al. Mercury in the Bottom Sediment from Vigário Reservoir, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY IN TROPICAL COUNTRIES, 4, Book of Abstracts, 2004. p. 558-560.

Kim, K.; Lindberg, S. E. & Meyers, T. P. Micrometeorological Measurements of Mercury Vapor Fluxes over Background Forest Soils in Eastern Tennessee. Atmospheric Environment, v. 29, n. 2, p. 267-282. 1995.

Lacerda, L. D.; Solomons, W. Mercúrio na Amazônia, Uma Bomba Relógio Química? Série Tecnologia Ambiental, Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCT, Rio de Janeiro, RJ. 1992.

Lacerda, L. D. et al. 1999. Distribuição de Mercúrio em Solos e Sedimentos Lacustres na Região de Alta Floresta, MT. Série Tecnologia Ambiental, Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCT, p. 8-19.

Möller, J. C., Batelochi, M.; Akity, Y.; Sharratt, M.; Borges, A. L. 2001. Geologia e caracterização dos recursos minerais de Morro do Ouro, Paracatu, MG.. In: Pinto, C. P., Martins Neto, M. A. (Eds). Bacia do São Francisco, SBG, Belo Horizonte, 199-234.

Müller, G. Schwermetalle in den sediments des Rheins. Veränderungen Seite. Umschau, 78: 778-783, 1979.

Portaria 518 do Ministério da Saúde. Qualidade de água. Disponível em: <[HTTP://www.meioambiente.ufrr.br/conteudo/dma/projetos/portaria51804.pdf](http://www.meioambiente.ufrr.br/conteudo/dma/projetos/portaria51804.pdf)>. Acesso em Março/2011.

Rodrigues-Filho, S. et al. Environmental and Health Assessment in Two Small Scale Gold Mining Areas – Indonesia. Relatório Técnico, Projeto Mercúrio Global, Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCT. 2004.

Rodrigues-Filho, S., Behling, H., Müller, G. 2002. Evidence for lake formation as response to an inferred Holocene climatic transition in Brazil. *Quaternary Research* 57:131–137

Senderowitz, S., Cesar, R.; Santos, M. C.; Bertolino, L. C. 2010. Ecotoxicidade e biodisponibilidade de mercúrio em solos oriundos de área sob influência de resíduos industriais e metalúrgicos em Queimados, RJ. *Anais da Jornada de Iniciação Científica do Centro de Tecnologia Mineral (CETEM)*.

Veiga, M. M.; Silva, A. R.; Hinton, J. J. O Garimpo de Ouro na Amazônia: Aspectos Tecnológicos, Ambientais e Sociais. In: Trindade, R. B. E.; Filho, O. B. *Extração de Ouro: Princípios, Tecnologia e Meio Ambiente*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002, cap. 11, p. 277-300.

Thorman, C.; New ideas regarding the origin and tectonic setting of mineral deposits (Morro Agudo Zn-Pb and Morro do Ouro Au) in the Paracatu-Vazante fold-belt, Minas Gerais. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Geologia*, 39., 1996, Camboriú.

Wasserman, J. C.; Hacon, S. S.; Wasserman, M. A. Ciclo do Mercúrio no Meio Ambiente Amazônico. *Revista Mundo e Vida*, v. 2, n. 2, p. 46-53. 2001.

Wasserman J.C., Calixto R.C., Hacon, S.S., Farias, R.A., Caires, S.M. 2007. Mercury in soils and sediments from gold mining liabilities in southern Amazon. *Quim Nova* 30(4):768–773

WHO (World Health Organization). *Environmental Health Criteria for Methylmercury*. Geneva, p. 34. 1990.

Windmöller, C. C. et al. Distribuição e Especificação de Mercúrio em Sedimentos de Áreas de Garimpo de Ouro no Quadrilátero Ferrífero. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1088-1094. 2007.

Zini, A. Forlim, R. Andreazza, P.; Souza, A. The Morro do Ouro gold deposit, Paracatu, MG. In: IGES, 13, CGBq, 2., 1990, Belo Horizonte. *Excursion guide*, Belo Horizonte: SBG, 1990.

Zini, A. Forlim, R. Andreazza, P.; Souza, A. The Morro do Ouro gold deposit, Paracatu, MG. In: Schobbenhaus, C.; Coelho, C. (Org.). *Principais depósitos minerais brasileiros – Metais básicos não ferrosos, ouro e alumínio*. Brasília: DNPM, 1988.